

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Ekologická a evoluční biologie



Tereza Zimová

Habitatové preference zástupců čeledi Chydoridae (Crustacea, Cladocera)
Habitat preferences of the members of the family Chydoridae (Crustacea, Cladocera)

Bakalářská práce

Školitelka: RNDr. Veronika Sacherová, Ph.D.

Praha, 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 16. 8. 2019

Tereza Zimová

Poděkování

Chtěla bych poděkovat své školitelce RNDr. Veronice Sacherové, Ph.D. za téma této práce a za pomoc a vedení, které poskytla při psaní této bakalářské práce. Také bych chtěla poděkovat rodině za podporu.

Abstrakt

Tato práce je literární rešerší, zabývající se přehledem výskytu nik vybraných druhů perlooček čeledi Chydoridae. Cílem této práce bylo shrnout poznatky o výskytu druhů v různých typech prostředí, určit jaké jsou jejich preference a zjistit, kterými faktory jsou případně limitovány. Práce je zaměřena na typ habitatů, ve kterých se druhy chydoridů nachází, úživnost vody a pH. Jsou zde zmíněny také environmentální faktory jako je koncentrace vápníku a hloubka, které by mohly nejspíše také ovlivňovat volbu niky těchto druhů. Druhy se mohou rozdělit na oportunisty s širokou nikou a specialisty s úzkou nikou, přesto má velká část druhů širokou toleranci k většině environmentálních faktorů.

Klíčová slova: Chydoridae, nika, habitaty, makrofyty, volné dno, pH, trofie vody, hloubka, vápník

Abstract

This thesis is a literature review of ecological niche of some species of Cladoceran family Chydoridae. The aim of this work is to summarize the knowledge about the occurrence of species in various types of environments and what are their preferences or see which factors are limiting for them. This work is focused on the type of habitats in which they are found, the trophic state of water and pH. It also mentions to a lesser extent environmental factors such as concentration of calcium and water depth, which might also influence the niche choice of these species. Species can be divided into opportunists with a wide niche and specialists with a narrow one, yet a large proportion of species have a wide tolerance to most environmental factors.

Key words: Chydorids, niche, habitat, macrophytes, open water, pH, trophic state, depth, calcium

Obsah

1	Úvod	1
2	Čeď Chydoridae	2
3	Ekologická nika čedi Chydoridae	6
3.1	Vodní rostliny	7
3.2	Volný litorál	16
3.3	Úživnost (trofie) vody	20
3.4	pH vody	24
3.5	Obsah vápníku	27
3.6	Hloubka vody	28
4	Závěr	30
5	Seznam literatury	32

1 Úvod

Čeď Chydoridae je skupina litorálních perlooček, které se často využívají v paleolimnologii, jelikož zbytky jejich těl zůstávají v jezerech jako subfossilní záznam. Přestože čeď Chydoridae tvoří bohatou skupinu výrazně diverzifikovaných druhů, které jsou zapojeny do trofické sítě sladkovodních ekosystémů, ví se velice málo o jejich mikrohabitátech a ještě méně o jejich ekologické valenci.

Zdá se, že většina druhů z této čeledi preferuje určité typy habitatů, jako jsou např. porosty různých vodních makrofyt nebo obnažené dno (písečné, bahnné apod.). Přitom se ale konkrétní druhy často nacházejí v jiných habitátech v odlišných geografických oblastech. Debata o tom, zda jsou druhy čeledi Chydoridae spíše oportunisty s širokou ekologickou valencí (Korhola, 1999) nebo je jejich výskyt omezen citlivostí na určité parametry prostředí (Eyto, 2002), v literatuře přetrvává. Zejména proto, že není dostatek studií dokládajících ekologickou valenci.

Je velice pravděpodobné, že existuje mnoho faktorů, které mohou ovlivňovat ekologickou niku jednotlivých druhů, než jen ty, které budu zmiňovat, ale stále o tom nejsou dostatečné zmínky v literatuře. Jeden z takových příkladů by mohla být kompetice mezi jednotlivými druhy Chydoridae nebo i s jinými litorálními druhy perlooček o zdroje. Obecně se toho moc neví ani o dalších biotických faktorech, které je ovlivňují. Jsou sice ovlivněny predací Chironomidae nebo rybami, ale ryby využívají různý predanční tlak pro různé druhy chydoridů. Jsou i druhy chydoridů, které nejsou vůbec potravou pro ryby. Také bezobratlí predátoři mají rozdílnou preferenci pro jednotlivé druhy chydoridů. Například druhy rodu *Alonella* tvoří rozdílný podíl stravy jednotlivých predátorů a predátoři je i rozdílně ovlivňují (například jejich abundanci v mikrohabitátech) (Adamczuk, 2013; Adamczuk & Mieczan, 2015; Goulden, 1971).

Tato bakalářská práce je literární rešerší, která se zaměřuje na shrnutí poznatků o výskytu druhů Chydoridae v různých typech vod a jejich preferencemi pro určité typy habitatů. Shrnutím těchto poznatků bude možné dále navrhnout, jakým směrem by se měly budoucí výzkumy zaměřit. V práci se zaměřuji na abiotické parametry definující habitáty druhů Chydoridae. Nezmiňuji se o biotických faktorech jako je míra predace nebo zdroje potravy chydoridů, jelikož je o nich málo informací. Cílem této práce je pokusit se shrnout soubor podmínek prostředí, ve kterých se jednotlivé druhy mohou nacházet a zjistit, zda je tato čeď tvořena hlavně oportunisty, kteří si habitáty nevybírají, či jde spíše o druhy specializované na jednotlivé typy mikrohabitátů, a které parametry mohou být pro konkrétní druhy limitující.

2 Čeled' Chydoridae

Čeled' Chydoridae je největší čeledí řádu Cladocera (Smirnov, 1971). Patří do třídy Branchiopoda (Crustacea), která se dále dělí na různé taxony, které nejsou stále ještě ustálené, ale v posledních letech se jejich fylogeneze zkoumá a sestavují se nové klasifikační koncepty (Richter & Olesen, 2013). Jelikož fylogeneze není předmětem této bakalářské práce, stačí hlavně uvést, že Chydoridae patří do skupiny Diplostraca (Gerstaecker, 1866-1879) dále do Cladocera (Latereillae, 1829) (perloočky), Anomopoda (G. O. Sars, 1865). Dřívější rozdělení čeledi Chydoridae, kdy se dělila na čtyři podčeledi a to Chydorinae (Frey, 1967), Aloninae (Frey, 1967), Eurycercinae (Frey, 1967) a Saycinae (Frey, 1967) (JØRGEN OLESEN, 1998) je již v této době považováno za nesprávné a podčeledi Eurycercinae a Saycinae tvoří samostatné čeledi Eurycercidae a Sayciidae. Tyto nové čeledi spadají i se zbývající čeledí Chydoridae do nadčeledi Eurycercoidea. Zbylá čeled' Chydoridae obsahuje tedy dvě podčeledi Chydorinae a Aloninae. Podčeled' Aloninae tvoří nejpokročilejší skupinu této čeledi (Dumont & Silva-Briano, 1998).

Tělo zástupců čeledi Chydoridae je oválné, lehce podlouhlé, kdy délka těla je většinou větší než jeho šířka. Jejich velikost je od 0,2 mm do 1,2 mm. Nejvýznamnější znak této čeledi je rostrum srpovitého tvaru, které vyčníhá z hlavového štítu a je dopředu nebo (vzácně) dozadu zahnuté. Tělo je kryto chitinózní schránkou, která na hřbetě srůstá a na ventrální straně se otevírá. Hlava krytá hlavovým štítem je od hrudi rozdělená švem, který není moc zřetelný. Na zadní straně štítu jsou póry, které jsou důležitým znakem pro podčeledi. Pod zadní částí tohoto štítu jsou umístěny svaly tykadélek a tykadel a srdce. Tykadélka jsou většinou menší než rostrum, které je překrývá, je to opět u každého druhu různé. Mají na sobě různé smyslové brvy a tyčinky. Tykadla jsou připojena po stranách hlavy a jejich kořeny jsou umístěné pod hlavovým štítem. Jsou rozdělená na dvě větve a každá je jen tříčlanková, na exopoditu jsou 3 plovací brvy (setae) a na endopodu je 4 až 5 brv. Poměr délky a šířky se u druhů liší, např. u druhu *Rhynchotalona falcata* je první segment hodně široký. Kromě plovacích brv mohou mít na sobě různé jiné pokožkové výběžky např. trny, zoubky, štětinky. Oči mají dvojího typu, naupliové oko (pigmentová skvrna), které je umístěné na začátku rypce nad tykadélky a oko složené, které se nachází nad očkem naupliovým. Pod okem je umístěn hlavový ganglion, ze kterého vedou nervové výběžky k oku. Naupliové oko může být u některých druhů dokonce i větší než oko složené, např. u rodu *Leydigia*. Komponenty úst tvoří svrchní pysk (labrum), kusadla (mandibuly), první a druhé čelisti (maxily) a spodní pysk (labium). Labrum je pro Chydoridae nejvýznamnější, obvykle má destičkovitý tvar a je velmi často specializován podle způsobu příjmu potravy. Je umístěn před ústy a kryje zepředu kusadla. Kusadla mají

asymetrickou žvýkací hranu. U labra jsou umístěny párové slinné žlázy. Trávicí soustava je jednoduchá, není moc členitá: začíná ústním otvorem, pak tenkým jícnem, střevem, které je buď rovné nebo tvoří jednouchou kličku až dvě, a řitním otvorem, který je umístěn na dorzální části postabdomenu. Na konci střeva se nachází slepé střevo, které je u různých druhů různě velké. Hrud' nese 5-6 párů končetin. Začíná za čelistmi a končí za posledním párem končetin, tam pak začíná abdomen, který je krátký a na něj navazuje postabdomen směřující vpřed a mírně nahoru. Končetiny se u každého druhu liší formou a funkcí, podle specializace, ale mají základní vzor listovité nožky. Báze nese endopodit a exopodit, jednotlivé větve nesou žaberní výběžky a filtrační hřebínky. První pár nohou se výrazně liší u jednotlivých rodů, endopodit u samic má obvykle 3 brvy a u samečků se na nich nachází kopulační háček. Třetí a čtvrtý pár nohou nesou smyslové tyčinky. Rozdílný počet brv na končetinách se jako jeden ze znaků používá k určení druhů. Postabdomen slouží k čištění filtračního prostoru a někdy k lezení, počet okrajových trnečků patří mezi důležité determinační znaky. U zástupců čeledi Chydoridae existuje pohlavní dimorfismus. Samečci jsou menší než samičky, mají delší tykadélka a endopodit první hrudní končetiny má háček na zachycení se ke karapaxu samičky. Postabdomen má u samců odlišnou stavbu, na jeho ventrální straně ústí pohlavní žláza (Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962).

Životní cyklus je u čeledi Chydoridae stejný jako u ostatních perlooček, tedy cyklická partenogeneze. Jeden generační cyklus je od vylíhnutí trvalých vajíček po vytvoření nových trvalých vajíček a zahrnuje partenogenetické rozmnožování prokládané bisexuálním rozmnožováním. Většinu roku se populace Chydoridae skládá z partenogenetických samic. Pak obvykle za nepříznivých podmínek, či na konci vegetačního období, dochází k pohlavnímu rozmnožování, které dá vznik trvalým (efipialním) vajíčkům (Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962). Kdy dochází k přechodu z partenogeneze na gamogenezi záleží na fotoperiodě, teplotě a dalších podmínkách prostředí (Frey, 1982; Nevalainen & Luoto, 2010; Smirnov, 1971). V Evropě začátek gamogeneze nejspíše nejvíce souvisí se zkracující se fotoperiodou a teplotou (Frey, 1982), ale různé druhy mohou mít začátek gamogeneze odlišný, podle individuální citlivosti na teplotu vody (Nevalainen & Luoto, 2010). Podle Nevalainen je geografická distribuce Chydoridae ovlivněna nároky na teplotu vody (Nevalainen, 2008; Nevalainen & Luoto, 2010), ale Frey píše o „severních“ druzích Chydoridae, které jsou i na jihu a jejich gamogeneze je oproti severním populacím posunuta. Jejich gamogeneze není tak pravidelná a častá, většinou nastává na jaře, aby efipialní vajíčka přečkaly teplé léto, ale nemusí to být pravidlem a gamogeneze může nastat různě v průběhu roku. Ale přestože tyto „severní“ druhy na jihu mají různou cyklicitu, tak druhy perlooček v Evropě jsou

převážně monocyklické a gamogeneze v průběhu roku je nevýznamná a proměnlivá (Frey, 1982). Hlavní funkcí gamogeneze je tedy tvorba efipiálních vajíček, které přečkají nepříznivé podmínky a obnoví populaci. Pasivní transport těchto vajíček napomáhá založení nové populace nebo udržování genetické homogenity. Gamogeneze je také důležitá při tvorbě nových genotypů a adaptací (Frey, 1982). Každý druh má vlastní optimum a rozhraní teploty, při které nastává gamogeneze a spolu s cyklickou partenogenezí tak mohou zvyšovat svojí ekologickou plasticitu (Nevalainen, 2008; Nevalainen & Luoto, 2010).

Zástupci čeledi Chydoridae se nachází na všech kontinentech, některé druhy mají širokou distribuci, zatímco jiné se mohou nacházet pouze na dvou nebo třech lokalitách (Smirnov, 1971). Smirnov (1971) také uvádí, že řada druhů je kosmopolitně rozšířených, což je dnes již odmítáno a nové studie ukazují, že různé fylogenetické skupiny perlooček mají rozsáhlou kryptickou rozmanitost (Belyaeva, 2009; Forró, 2008). Například u druhu *Chydorus sphaericus*, který byl dříve považován za kosmopolitní (Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962), je již dnes známo, že má kryptickou rozmanitost a kontinentální endemismus. V holarktické oblasti se našly důkazy o přítomnosti nejméně sedmi druhů (Belyaeva, 2009). V jiné studii se uvádí, že v palearktické oblasti je šest hlavních skupin, z toho dvě skupiny nejspíše rekolonizovaly Evropu po posledním zalednění (Kotov, 2016). Každý druh čeledi Chydoridae má určitou geografickou distribuci, která může být ovlivněna jeho požadavky na parametry prostředí (Bjerring et al., 2009; Nevalainen, 2008; Nevalainen & Luoto, 2010; Smirnov, 1971). Ale stále je potřeba výzkum v oblasti srovnání druhů mezi kontinenty, zda se jedná o stejné druhy nebo nějaké nové místní variety (Smirnov, 1998; Whiteside, 1967).

Chydoridae tvoří důležitou složku v biocenóze litorálu, jelikož mají jednu z největších biomas z bezobratlých živočichů v litorálu (Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962). Jsou součástí trofických vztahů, seškrabují a filtrují různé řasy a detrit. Tvoří složku potravy pro jiné bezobratlé živočichy (např. *Naididae*, larvy *Chironomidae*, *Leptodora*, *Cyclopoida* - (Adamczuk, 2013; Goulden, 1971; Smirnov, 1971), pro dravé rostliny (např. *Utricularia* - (Kurbatova & Yershov, 2009; Smirnov, 1971) a také jsou významnou součástí potravy ryb (Adamczuk, 2014; Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962).

Další důležitá funkce, kterou může čeleď Chydoridae zastat je v paleolimnologii a paleoekologii, a to díky své početnosti a zachování zbytků jejich těl v sedimentech (Frey, 1959, 1960; Smirnov, 1971). Ze skupin perlooček se nejlépe zachovává právě čeleď Chydoridae, zbytky jejich exoskeletů se nachází v sedimentech od pozdního glaciálu až do

současnosti. Díky jejich morfologické diferenciaci se dají často zařadit až do druhů. Nejčastěji se poznávají podle hlavového štítu, schránky, postabdomenu, postabdominálních drápků a efiípií. Je pravděpodobné, že většina chydoridů nacházejících se v dané oblasti se po uhynutí zachová v sedimentech. Takže zjištěním počtu druhů a jejich relativní abundance lze pak odvozovat změny některých parametrů jezer v minulosti (Frey, 1959, 1960).

3 Ekologická nika čeledi Chydoridae

Koncept ekologických nik je velice složitý komplex mnoha abiotických a biotických faktorů, které dohromady tvoří širokou škálu potenciálních stanovišť, kde každé stanoviště má soubor odlišných ekologických podmínek (Elton, 1927; Hutchinson, 1957; Leibold, 1995; McPeck, 1996). Druhy mají různé požadavky na tato stanoviště a přitom také samy ovlivňují prostředí, ve kterém se nachází. Tím formují životní prostředí i ostatním druhům (Leibold, 1995).

Šíře ekologické niky u jednotlivých druhů čeledi Chydoridae nejsou dosud přesně známy. Řada autorů se pokoušela vysvětlit vztahy chydoridů k různým ekologickým parametrům (Adamczuk, 2014; Bolduc, 2016; Eyto, 2002; Korhola, 1999; Whiteside, 1967, 1970; a další), ale nikdo z nich zatím neurčil přehled šíře nik, ve kterých se druhy vyskytují.

Ve volné vodě jsou pelagické druhy perlooček, které mají svojí distribuci založenou na kompetici o zdroje s jinými druhy pelagických perlooček. Vždy se tam nachází jeden dominantní druh, který je nejhojnější, a další druhy jsou v menším počtu. Tato dominance se sice během vegetačního období cyklicky střídá, ale nikdy není více dominantních druhů v jednom čase (Pennak, 1957). Distribuce druhů, jak popsal Pennak, neplatí takto vždy, jelikož se zde také uplatňuje paradox planktonu, podle kterého je možná koexistence více druhů (Hutchinson, 1961). V každém případě na rozdíl od pelagiálu je v litorálu mnohem větší počet druhů jak ze stejného rodu, tak i z jiných rodů (Adamczuk, 2014; Goulden, 1971; Kuczyńska-Kippen, 2008, 2009; Rautio, 1998; van de Bund, 1995). Je to nejspíše proto, že zde mají mnohem více dostupných nik v porovnání s pelagiálem (Pennak, 1957; Walseng, 2006) a tím dochází k rozdělení zdrojů i nalezení útočišť před predátory (Kuczyńska-Kippen, 2008).

V litorální zóně tvoří dno a vodní makrofyta širokou škálu substrátů v jednom habitatu (Bolduc, 2016; Walseng, 2006; Whiteside, 1967). Chydoridae by se mohli hojně vyskytovat ve stejném habitatu díky trade-off, který umožňuje druhům koexistovat v společném habitatu (McPeck, 1996). To by znamenalo, že většina druhů chydoridů jsou specialisté na danou niku. Trade-off nutí druhy, aby se oddělily podle rozměrů nik. V rámci společenstev tato segregace podporuje koexistenci druhů (McPeck, 1996).

Smirnov (2009, 2010) uvádí, že druhy, které mají úzké niky, nejsou nikdy moc dominantní, např. druhy rodu *Camptocercus* jsou extrémně specializované a poměrně vzácné (Smirnov, 1998). I když tyto vzácné druhy mohou být v nějakých lokalitách dosti

početné (Hessen, 2008; Šrámek-Hušek, 1962). To ale nevysvětluje distribuci všech druhů chydoridů, jelikož nějaké druhy jako např. *Chydorus sphaericus* mají velice širokou distribuci a považují se velmi tolerantní druhy (Belyaeva, 2007; Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962).

Makrofyta v litorálu tvoří důležitý habitat se spoustou typů nik pro perloočky (Adamczuk, 2014; Bolduc, 2016). Někteří autoři se pokoušeli zjistit, zda mají jednotlivé druhy nějakou afinitu k určitým typům vodních rostlin (Adamczuk, 2014) nebo jak jsou omezeny chemickými a fyzikálními parametry (Eyto, 2002; Korhola, 1999; Nevalainen, 2010, 2012; Rautio, 1998). Přesto se ale o ekologické valenci jednotlivých druhů moc neví, a zda jsou druhy čeledi Chydoridae spíše oportunisti s širokou ekologickou valencí (Korhola, 1999) nebo je jejich výskyt omezován citlivostí na určité parametry prostředí (Eyto, 2002) je stále otázka dalších výzkumů.

Problém při určování preferencí a tolerancí druhů čeledi Chydoridae k různým environmentálním faktorům je ten, že jich je hodně integrovaných a je těžké z tohoto souboru informací zjistit, který faktor je nejdůležitější pro řízení distribuce druhů. Nejčastější faktory, které se většinou určují při zjišťování chemicko-fyzikálních parametrů vody jsou (pH, vodivost, alkalita, Ca, P, N, chlorofyl *a*, kyslík, TOC, průhlednost a další). S naměřenými hodnotami se pak provádí různé analýzy a testování korelací mezi jednotlivými proměnnými, a jak moc ovlivňují distribuci chydoridů. Často mají nějaké faktory silnou společnou korelaci, a to značí, že spolu souvisí a společně silně ovlivňují jiné parametry. Například vodivost souvisí s obsahem vápníku a s alkalitou vody. A alkalita vody často souvisí s hodnotami pH. Nebo například průhlednost vody ovlivňuje distribuci makrofyt a ty zase ovlivňují druhy asociované na jejich výskyt. Proto je důležité určit faktory, které nejlépe umožní zkoumat alespoň některé z možných příčin distribuce chydoridů (Adamczuk, 2014; Eyto, 2002; Jones, 1989; Whiteside, 1970).

3.1 Vodní rostliny

Jedny z nejdůležitějších habitatů litorálu tvoří vodní rostliny. Jelikož různé typy rostlin mohou tvořit různé typy substrátů a nik, je v nich většinou největší biomasa zooplanktonu s dominancí zástupců čeledi Chydoridae (Bolduc, 2016; Debastiani-Júnior, Elmoor-Loureiro, & Nogueira, 2016; Masclaux et al., 2014; van Onsem, de Backer, & Triest, 2010; Walseng, 2006; Whiteside, 1967). I když některé druhy z čeledi Chydoridae (např. *Chydorus piger*) preferují jiné habitaty, většina druhů je asociovaná s rostlinami (Adamczuk, 2014; Whiteside, 1978). Podle Onsema (van Onsem et al., 2010) mají druhy rostlin malou roli při tvorbě struktury zooplanktonních společenstev, některé druhy ve

studii (Adamczuk, 2014) měly také širší toleranci k typu substrátu a nacházely se ve více typech makrofyt, ale byly i takové druhy, které upřednostňovaly pouze jeden typ vegetace. Struktura společenstev chydoridů se lišila podle typu substrátu (vegetace) a podle geografie ve studii Duigan (1991). Nedá se ale říci, že by se druhy chydoridů vázaly přímo na druhy rostlin, ale preferují různé typy mikrohabitatů, které makrofyt vytváří svojí stavbou stonků a listů (Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016; Kuczyńska-Kippen, Nagengast, & Joniak, 2009). Předpokládá se, že podle typu stavby rostliny se na místě bude nacházet různorodá skladba zooplanktonu (Debastiani-Júnior et al., 2016). Stavba rostlin může mít velký vliv na podobu společenstev chydoridů i na jednotlivé druhy, které se zde mohou nacházet právě proto, že jsou na tuto niku specializované. Podle těchto studií je to hlavně hustota a biomasa, které jsou hlavním parametrem, který ovlivňuje abundanci zooplanktonu (Celewicz-Gołdyn & Klimko, 2010; Kuczyńska-Kippen, 2009; Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016; Kuczyńska-Kippen et al., 2009).

V této části bych se chtěla zaměřit na rozdělení makrofyt na různé typy ekologicky podobných mikrohabitatů. Použiji klasifikace, které již byly použity v některých studiích, a to podle prostorové a morfologické struktury rostlinných pokryvů, které vytváří (Debastiani-Júnior et al., 2016; Joniak, Kuczyńska-Kippen, & Nagengast, 2007; Kuczyńska-Kippen, 2009; Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016; Kuczyńska-Kippen & Nagengast, 2006).

Emerzní rostliny

Jsou to rostliny, které rostou ve vodě, ale stonky a květenství jsou nad vodou. Mají většinou velkou biomasu, ale malou hustotu stonků ve vodě. Tvoří vertikální habitat z ponořených stonků, které jsou kulaté, hladké a nerozvětvené. Do této supiny patří například *Phragmites* (rákos), *Schoenoplectus* (skřípínek) a *Typha* (orobínek). Mohou se nacházet v eutrofních vodách (Packer, Meyerson, Skálová, Pyšek, & Kueffer, 2017; Weisner, 1987), kde často přebírají klíčovou úlohu submerzních rostlin v predikci diverzity zooplanktonu (Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016).

Submerzní rostliny

Submerzní, neboli ponořené rostliny, mají menší biomasu, ale zato mnohem větší hustotu stonků, které tvoří husté porosty pod vodou. Patří sem například *Ceratophyllum* (růžkatec), *Myriophyllum* (stolístek), *Zannichellia* (šejdračka). Tvoří hlavně vertikální husté porosty pod hladinou s víceméně horizontálně položenými úzkými lístky. Mají velký vliv na diverzitu zooplanktonu hlavně v mezotrofních vodách (Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016). Do submerzní vegetace mohou patřit různé druhy rostlin, které se nachází v oligotrofních i eutrofních vodách (JNCC, 2015; Melzer, 1999).

Natantní rostliny

Natantní, neboli vzplývavé rostliny, nejčastěji se sem řadí *Potamogeton* (rdest) a *Nymphaea* (leknín) a *Nuphar* (stulík), mají také velkou biomasu, ale menší hustotu. Tvoří horizontální habitat spodní strany listů plovoucích na hladině s méně diverzifikovanou plochou než ponořené rostliny.

Makrořasy

Sem se řadí hlavně zástupci parožnatek (Charophyceae), například *Chara hispida* nebo *Chara fragilis*. Mají podobnou strukturu habitatu jako ponořené rostliny, malou biomasu ale velkou hustotu a jsou také submerzní. Parožnatky se nejčastěji nachází v tvrdých oligotrofních až mezotrofních vodách (JNCC, 2015; Melzer, 1999).

Preference habitatů souvisí se dvěma základními potřebami litorálních perlooček: nalézt úkryt před predátorem a nalézt zdroj potravy. Dostupné vodní rostliny se nepochybně liší i mezi různými geografickými oblastmi, a to z hlediska výskytu i dominance druhů. Studií zabývajících se konkrétními preferencemi druhů chydoridů pro různé vodní rostliny je velmi málo. Starší práce pochází ze Spojených Států (například Fryer, 1968; Goulden, 1971), pak se v literatuře nároky na prostředí zabývali hlavně paleolimnologické studie, a nejnovější jsou pak práce autorů z Polska například (Adamczuk, 2014; Kuczyńska-Kippen, 2009) a Belgie (van Onsem et al., 2010) a Kanady (Bolduc, 2016).

Podle novějších studií měla společenstva chydoridů vždy větší abundanci v habitatech ponořených rostlin, než v jiných habitatech (Adamczuk, 2013, 2014; Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013; Kuczynska-Kippen, 2009; Kuczyńska-Kippen & Cerbin, 2003). Habitat ponořených rostlin ovlivňuje jejich celkovou biomasu i strukturu celého společenstva (Bolduc, 2016). Největší abundanci měla ve stolístku (Adamczuk, 2013, 2014; Kuczyńska-Kippen & Cerbin, 2003), tato preference může být nejspíše způsobená tím, že stolístek tvoří nejvíce komplexní habitat a tím poskytuje nejlepší úkryt před predací (Adamczuk, 2013). Podle Adamczuk (2013, 2014) bylo vždy nejméně chydoridů v habitatu makrořas oproti ostatním, tedy stolístku, růžkatci a rákosu. Naproti tomu ve studiích, kde se ve vodě nacházely hlavně parožnatkové habitaty a emerzní habitaty (rákosí) preferovali Chydoridae ve velkých počtech parožnatky (Celewicz-Gołdyn & Klimko, 2010; Kuczyńska-Kippen, 2009). Zdá se tedy, že rozhodujícím v tomto případě byl typ povrchu listů/stonků těchto vodních rostlin a jejich hustota.

Preference jednotlivých druhů pro konkrétní habitaty se dá dobře demonstrovat na druzích patřících do jednoho rodu. V následující části se pokusím takové příklady ukázat.

Například v rámci rodu *Alonella* mají jednotlivé druhy určitou preferenci na typy rostlinných habitatů, i když ve většině případů se jejich výskyt neomezuje jen na jeden typ rostliny a ani na jeden typ habitatu. Výskyt vodních rostlin dále souvisí s geografickou oblastí, kde se zkoumané vody nacházejí, a s podložím s managementem okolní krajiny, které ovlivňují chemické a fyzikální parametry vod. Ve východním Polsku například druhy rodu *Alonella* preferovaly jako společenstvo nejvíce stolístek a nejméně parožnatky (Adamczuk, 2013). *Alonella nana*, zdá se, nemá preferenci jen pro jeden typ rostliny. V dostupných studiích se nalézala v habitatech s vegetací i bez vegetace, i když celkově převažovala v habitatech s vegetací. V západopolských jezerech zase preferovala spíše habitat ponořených rostlin, zejména parožnatky (Kuczynska-Kippen, 2009), i když se nacházela i mezi parožnatkami (Celewicz-Gołdyn & Klimko, 2010), ve východopolských jezerech preferovala hlavně stolístek (Adamczuk, 2013, 2014), může se ale nacházet i v rákosí. Preference mezi těmito habitaty je nejistá, jelikož ve studiích (Adamczuk, 2013; Celewicz-Gołdyn & Klimko, 2010) se vyskytovala více v parožnatkách a ve studiích (Adamczuk, 2014; Kuczynska-Kippen, 2009) preferovala o něco více emerzní rostliny než parožnatky. *A. nana* ale není vázaná jen na habitaty tvořené vegetací, jelikož se může nacházet i v místech bez vegetace – Irsko (Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013; Duigan, 1991).

Dalším druhem rodu *Alonella* je *Alonella excisa*, Podle Whitesideho (1978) je *A. excisa* méně vázaná na vegetaci než *Alonella nana*, což by také vysvětlovalo menší preferenci na určitý typ rostliny, jelikož se juvenilní stádia vyskytují ve všech typech mikrohabitatů (stolístek, rákosí a makrořasy) stejně (Adamczuk, 2013) a dospělí jedinci se nacházejí hlavně v stolístku a pak v rákosí (Adamczuk, 2014), což jsou značně odlišné mikrohabitaty (viz výše). V irských jezerech se nacházela ve všech habitatech a to i ve volném litorálu (Duigan, 1991).

Třetí druh, *Alonella exigua*, je ze všech tří druhů rodu *Alonella* nejvíce specializovaný. Pokud neplave, pohybuje se přitisklá k povrchu. Při tom má tykadla široce roztažená a pomocí nich zkoumá povrch, na kterém je. Z toho vyplývá, že má více omezený rozsah habitatů (Fryer, 1968). *A. exigua* se nachází hlavně ve vegetaci (Bjerring et al., 2009; Fryer, 1968), kde juvenilní stádia preferují povrch stolístku a parožnatek (Adamczuk, 2013) a dospělci mají největší abundanci v stolístku a růžkatci (Adamczuk,

2014) a ve studii (Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013) se nacházel pouze ve vegetaci zákrutichy šroubovitě (*Vallisneria spiralis*). Tyto nepůvodní rostliny oblíbené akvaristy patří do habitatu submerzních rostlin. Podle Duiganové (1991) preferovala všechna stanoviště s vegetací stejně (rašeliník, parožnatky), nacházela se i na bahnitěm dně s vegetací, jediné místo, kde se nevyskytovala, bylo písčito-kamenité dno.

V rodu *Chydorus* se mohou nacházet druhy vázané na vegetaci a bentos (Šrámek-Hušek, 1962). Nejčastějším druhem rodu *Chydorus* je *Chydorus sphaericus*. Tento druh není vázaný pouze na vegetaci, nacházíme ho na široké škále substrátů včetně pelagiálu (Björk Örnólfssdóttir, 2004; Duigan, 1991; Fryer, 1968; Peroš-Pucar & Ternjej, 2014; Smirnov, 1971; Whiteside, 1970). Nejlépe tedy demonstruje oportunistický přístup, kdy druh využívá takové niky, které jsou k dispozici a je velice přizpůsobivý. V některých studiích tento druh vykazoval preference pro submerzní rostliny (Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013; Kuczynska-Kippen, 2009; N. Kuczyńska-Kippen & Cerbin, 2003), někdy i specializaci. Například v západním Polsku v místech, kde byly habitaty parožnatky i emerzních rostlin, se nacházel pouze v porostu *Chara tomentosa* (parožnatka) (Kuczynska-Kippen, 2009).

Dalším druhem tohoto rodu je *Chydorus ovalis*, tento druh stejně jako *Ch. sphaericus* není vázaný na konkrétní druh vegetace, může se nacházet i mezi vegetací na dně. Jeho habitatem může být zaplavená tráva, rákos (Fryer, 1968, 1979), nebo submerzní rostliny. Tento habitat submerzních rostlin v severozápadním Polsku preferoval před ostatními typy habitatů (Kuczynska-Kippen, 2009). V Česku a Irsku nejvíce obývá rašeliníště (Duigan, 1991; Šrámek-Hušek, 1962) a pak až místa s vegetací a bahnem (Duigan, 1991). Tato výrazná preference pro rašeliníště může souviset s tolerancí ke kyselým vodám (viz níže).

Chydorus piger je další druh tohoto rodu. Jeho preferovaný habitat je volný litorál (viz níže), ale tak jako některé jiné druhy tohoto rodu se může často nacházet v rašeliníštích (Duigan, 1991; Fryer, 1979). V jednom jezeru v Ontariu v Kanadě se nacházel v jiném habitatu, než ve kterém normálně bývá a to v nárostech zelených řas (metafyton). Dokonce byl v tomto habitatu dominantní. To mohlo být způsobeno tím, že jezero, ve kterém se nacházel, bylo kyselé (pH 4,5) (Hann, 1999) a tento habitat tak mohl napodobovat habitat rašeliníšť, kde se může *Ch. piger* nacházet.

Další dva druhy rodu *Chydorus* nejsou tolik početné a v literatuře je o nich málo zmínek. Jedná se o *Ch. gibbus* a *Ch. latus*, jejichž taxonomické postavení coby samostatné druhy je navíc nejisté. V Česku nachází hlavně v rašeliníštích (Šrámek-Hušek, 1962). To by znamenalo, že mají podobnou preferenci jako předchozí druhy. Zdá se, že většina

druhů v tomto rodu se může nacházet v rašeliništích, což by mohlo souviset s jejich preferencemi pro nižší pH a oligotrofní vody. V rašeliništích jim nevadí husté porosty vegetace, to souvisí i s výběrem habitatů *Ch. sphaericus* a *Ch. ovalis*, kteří se nachází hlavně v submerzních habitatech, pokud se v daném místě nachází. To může být způsobeno tím, že v těchto habitatech nachází lepší úkryt před predací. Naproti tomu *Ch. piger* není tolik oportunistický, přestože jako většina se může nacházet v zarostlých rašeliništích tak v makrofytech se jinak nenachází a jeho ekologická valence je omezena na výskyt ve volném litorálu. To může souviset také s jeho preferencí pro oligotrofní vody (viz níže).

Druhy rodu *Alona* by měly být typickými obyvateli dna, kde plavou těsně nad povrchem. Patří sem mnoho druhů z celého světa (Šrámek-Hušek, 1962), ale v nejnovějších studiích se ukázalo, že rod *Alona* je polyfyletický a tudíž některé představují zástupce jiných rodů (Damme, Elías-Gutiérrez, & Dumont, 2011; Sacherová & Hebert, 2003). Také jsou stále popisovány nové druhy *Alona*, které mají často lokální rozšíření a o jejich ekologii a distribuci toho zatím není moc známo (Damme et al., 2011). Zde ale stále řadím tyto druhy do rodu *Alona*. Druh *Alona affinis* nemá jasnou preferenci habitatů. Může se nacházet mezi vegetací, i bez vegetace na dně v bahnu či kamenech (Amsinck, 2006; Duigan, 1991; Fryer, 1968, 1979; Nevalainen, 2011a; Whiteside, 1978). Ve východopolském jezeře se v malém množství nacházel ve všech habitatech, největší abundanci však měl ve stolístku (submerzní vegetace) a sublitorálu (volné dno) (Adamczuk, 2014). V jiné studii v západním Polsku byl nalezen hojně ve třech dostupných habitatech a to v rákosu (emerzní vegetace), v parožnatce a ve stolístku (submerzní vegetace), a žádný z těchto habitatů výrazně nepreferoval (Kuczyńska-Kippen & Cerbin, 2003) a v dalším Polském jezeře na severozápadě se nacházel i v natantních makrofytech (Kuczynska-Kippen, 2009). Že je takto oportunní k různým typům habitatů může být způsobeno tím, že se živí převážně detritem (Eyto, 2001b) a přestože se může vyskytovat mezi makrofyty, nezdá se, že by je využíval k lezení (Fryer, 1968).

Další druhy rodu *Alona* – *A. guttata*, *A. intermedia* a *A. quadrangularis* také nejsou přímo vázané na habitat vodních rostlin. *A. guttata* se v polských jezerech nacházela nejvíce v submerzní vegetaci (Adamczuk, 2014; Kuczynska-Kippen, 2009) a v parožnatce (Kuczynska-Kippen, 2008), ale jelikož žije na dně (Šrámek-Hušek, 1962), tak v mnoha studiích preferovala místa s bahnitým dnem (Duigan, 1991; Fryer, 1968; Tremel, Frey, Yan, Somers, & Pawson, 2000). *A. intermedia* ve východopolském jezeře jednoznačně preferovala habitat sublitorálu, a v jediném dalším habitatu, ve kterém se nacházela, byl rákos (emerzní vegetace). V Irsku se nacházel nejčastěji v písčitém habitatu, ale nacházela se i v habitatech s vegetací (Duigan, 1991) a podle (Tremel et al., 2000) byla nejvíce početná v habitatu, který byl nejvíce diverzifikovaný. Její výskyt je tedy nejspíše ovlivněn

jinými faktory než přítomností vegetace. Další druh *A. quadrangularis* se sice podle Šrámka-Huška (1962) často nachází mezi makrofyty, ale podle jiných studií preferuje volný litorál (viz níže).

Druh *Alona costata* se svojí preferencí habitatu nejvíce odlišuje od ostatních zatím zmíněných druhů rodu *Alona*. Podle Fryera (1968) se trvale vyskytuje na rostlinách po kterých leze, tudíž by měl být vázáný pouze na habitaty s makrofyty. Zdá se, že preferuje submerzní vegetaci hlavně mikrohabitat stolístku, ve kterém se ve východopolském jezeře nacházela. V žádném jiném habitatu nebyla přítomna (Adamczuk, 2014). V několika jiných studiích se nacházel v mikrohabitatu parožnatky (Duigan, 1991; Kuczyńska-Kippen, 2008; Whiteside, 1978). Stolístek a parožnatka mají podobnou stavbu s malou biomasou, ale velkou denzitou stonků a lístků, tudíž má nejspíše omezenou ekologickou valenci pouze na tento typ habitatů.

Posledním zde zmíněným druhem rodu *Alona* je *Alona rectangula*, která bude mít nejspíše podobnou preferenci pro habitat jako *A. costata*, jelikož se v Česku nachází v silně zarostlých vodách (Šrámek-Hušek, 1962), v Irsku a jezeru ve středním Polsku se nacházela hlavně v mikrohabitatu parožnatky (Duigan, 1991; Kuczyńska-Kippen, 2009), dále se v polském jezeře vyskytovala ještě v habitatu stolístku, v tomto jezeru byl i habitat emerzních rostlin, kde se vůbec nevyskytovala (Kuczyńska-Kippen, 2009). Zdá se, že druh s nejširší ekologickou valencí rodu *Alona* je *A. affinis*, jelikož se může nacházet v různých dostupných habitatech, které dané místo nabízí. Další celkem přizpůsobivé druhy jsou *A. guttata*, *A. intermedia*, které jsou hlavně vázané na dno litorálu, ale mohou se nacházet i mezi rostlinami. Další druhy se vyskytují spíše jen s určitým typem nik. *A. quadrangularis* se vyskytuje hlavně ve volném litorálu, zatím co *A. costata* a *A. rectangula* jsou vázané na výskyt submerzních rostlin.

Z rodu *Acroperus* se v České republice nachází pouze jeden druh a to *Acroperus harpae*. Dříve měl tento rod pouze tři druhy, ale dnes se jich zná více, bohužel v literatuře toho zatím o nich moc není. Do tohoto rodu se také řadí druh *Acroperus elongatus*, který se jiným pojmenováním nazývá *Alonopsis elongata* (Boxshall, 2019; Šrámek-Hušek, 1962). *A. harpae* se nacházel i na místech bez vegetace (Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013; Duigan, 1991; Hann, 1999; Luoto, 2013; Sacherová, 2006), to znamená, že není vázán jen na niku, kterou tvoří vegetace (Luoto, 2013). Přesto, když se nacházel ve vodách s vegetací, tak preferoval výskyt právě v habitatech, které tvořila vegetace (Adamczuk, 2014; Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013; Duigan, 1991; Fryer, 1968). V západopolském jezeru se nacházel dominantně ve všech typech makrofyt (parožnatka, submerzní a emerzní) (Kuczyńska-Kippen & Cerbin, 2003). V jiných polských jezerech, ale preferoval

parožnatky před emerzními rostlinami (Celewicz-Gołdyn & Klimko, 2010; Kuczyńska-Kippen, 2009), stejně tak v Irsku nebo severní Americe preferoval parožnatky před jiným typem habitatu (Duigan, 1991; Whiteside, 1978). A podle (Adamczuk, 2014) ve východopolském jezeru měl největší abundanci v submerzním habitatu se stolístkem a růžkatcem, i když se v menších počtech nacházel ve všech typech habitatů.

A. elongata je druh, který se vyskytuje hlavně na volném litorálu (Adamczuk, 2014; Smirnov, 1971), ale může se nacházet i v habitatu emerzních rostlin (Adamczuk, 2014; Korhola, 1999). Tyto dva druhy ze stejného rodu mají velice odlišné preference habitatů. Zdá se, že *A. harpae* je oportunist, který může obsadit i jiné niky, než které výrazně preferuje a to submerzní makrofyty a parožnatky, který tvoří podobné habitaty. I když parožnatky a submerzní vegetaci preferuje v určitých lokalitách nejspíše proto, že se nejlépe ukryje před predátory (Adamczuk, 2014; N. Kuczyńska-Kippen, 2009), jelikož je častou potravou pro ryby (Adamczuk & Mieczan, 2015). Ekologická valence druhu *A. elongata* je vázána pouze na volný litorál, takže oproti *A. harpae* je větší specialista.

Druhy rodu *Camptocercus* nejsou v literatuře tolik zmiňovány. Proto zde zmíním jen jeden druh a to *Camptocercus rectirostris*, který se nachází i v České republice. V kanadském jezeru měl tento druh největší abundanci v nejvíce diverzifikovaném habitatu (makrofyty, kameny, bahno) (Tremel et al., 2000). V irských jezerech se nacházel v různých typech habitatů (rašeliništi, parožnatce, vegetaci s bahnem a písčitém/kamenitým dnem), největší abundanci měl v místech s písčitém/kamenitým dnem, ale nebyla tolik rozdílná oproti ostatním habitatům (Duigan, 1991). V jiných studiích preferoval habitat submerzní vegetace a to parožnatky. V severní Minnesotě preferoval parožnatky před bahnitým litorálem (Whiteside, 1974, 1978) a v západním Polsku preferoval parožnatky před habitatem emerzních rostlin, ve kterých se vůbec nenacházel (Kuczyńska-Kippen, 2009). Ve východopolském jezeru se s největší abundancí nacházel v submerzním habitatu, hlavně ve stolístku. Kromě habitatu emerzních rostlin, ve kterém zcela chyběl, se v malém množství nacházel i v jiných habitatech a to i ve volném litorálu a sublitorálu (Adamczuk, 2014). V českých vodách se nejčastěji nachází v silně zarostlých vodách v submerzních (hlavně ve stolístku a vodním moru) a natantních makrofytech (Šrámek-Hušek, 1962). Zdá se, že se nejčastěji nachází v submerzní vegetaci a v parožnatkách, ale nejspíše není na tento mikrohabitat asociovaný a může se oportunisticky nacházet i v jiných habitatech. Jeho distribuce by mohla souviset více s jiným faktorem, například s hloubkou. Smirnov uvádí, že se sice nacházel v habitatu s makrofyty, ale jeho abundance rostla s hloubkou (Smirnov, 1971) a ve východopolském jezeru se nacházel v hloubce od 3 do 7 metrů. V této hloubce se ovšem nacházel i mikrohabitat submerzních makrofyt (Adamczuk, 2014), takže také není jisté,

zda tento faktor nějak ovlivňuje jeho distribuci. Na druhou stranu habitat emerzních rostlin se nachází pouze v mělkých místech, což by mohl odůvodnit fakt, že se v těchto habitatech nenacházel.

Rod *Graptoleberis* obsahuje pouze jeden druh, který se nachází i v České republice (Šrámek-Hušek, 1962). *Graptoleberis testudinaria* je nejspíše nejvíce specializovaný druh, jehož morfologie a návyky vyhraňují jeho způsob života na omezený mikrohabitat. Má velkou přilnavost k povrchu a pohybuje se po něm klouzavými pohyby. Má podobnou niku jako vodní plži, ale díky malé velikosti (do 0,7 mm) si nekonkurují (Fryer, 1968). Nachází se v zarostlých vodách s hustými porosty makrofyt (Fryer, 1979; Illyova & Cejka, 2018; Pennak, 1966; Šrámek-Hušek, 1962; Walseng, 2008). Potřebuje ploché listy, ke kterým se může přichytit (Fryer, 1968). Nespíše není omezený na určitý typ rostliny, spíše potřebuje jen povrch k lezení (Walseng, 2008). Hodně studií uvádí, že se tento druh nacházel v submerzní vegetaci, které dal přednost před jinými habitaty (Adamczuk, 2014; Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013; Fryer, 1968; Kuczynska-Kippen, 2009; Pennak, 1966), ale může se nacházet i v parožnatkách (Whiteside, 1978) a v natantních makrofytech (Duigan & Birks, 2000; Kuczynska-Kippen, 2009; Pennak, 1966). V českých a irských vodách se nachází hojně i rašelinistích (Duigan, 1991; Šrámek-Hušek, 1962). *G. testudinaria* má výskyt omezen na přítomnost vodních makrofyt, které tvoří vhodnou niku. Takže i když má širokou toleranci k chemickým vlastnostem vody, je omezen pouze na místa s makrofyty (Brodersen, 1998; Duigan & Birks, 2000; Fryer, 1968, 1979; Illyova & Cejka, 2018; Sandøy & Nilssen, 1986; Smirnov, 1971). I když je omezen na výskyt vodních makrofyt, nemá žádnou výraznou preferenci pro určité druhy rostlin. To mu umožňuje se nacházet i ve znečištěných nebo v kyselých vodách, kde žije v rašeliníku.

Rod *Pleuroxus* je velice obsáhlý rod, který se podle nejnovějších studií, nejspíše dělí na 3 až 4 jiné rody. V této práci jsem použila staré rozřazení těchto druhů do rodu *Pleuroxus* (Sacherová, 2006; Smirnov, 1996; Šrámek-Hušek, 1962). Druh *Pleuroxus laevis* se v České republice nachází v silně zarostlých a čistých vodách. V jiných studiích se také nacházel vždy na místech, kde se vyskytovala alespoň částečně vegetace (Illyova & Cejka, 2018; Tremel et al., 2000; Whiteside, 1974). Preferuje mikrohabitaty submerzních rostlin a parožnatek před jinými typy habitatů (Adamczuk, 2014; Duigan, 1991). Ve východopolském jezeru měl největší abundanci v růžkatci a následně v parožnatkách. Ve stolístku se sice také nacházel ale v mnohem menších počtech (Adamczuk, 2014). V jezeru v Minnesotě se tento druh naopak nacházel nejvíce v mikrohabitatu stolístku, i když se zde nacházely i porosty parožnatek (Whiteside, 1974). Na rozdíl od jiných druhů, které jsou asociovány submerzní vegetací a parožnatkou se zdá, že v různých jezerech měl odlišnou preferenci pro daný rod rostlin. Z dostupných informací není jisté proč se jeho

výskyty v mikrohabitatech lišily. Mohl by se jednat o nějaký příklad konkurence s jiným druhem, nebo například preferenci k výskytu v určité hloubce vody. Ve východopolském jezeru se totiž nacházel hlavně v hloubce mezi 3 až 7 m, kde dominovaly porosty právě růžkatce a parožnatky (Adamczuk, 2014).

Dalším druhem rodu *Pleuroxus* je *P. truncatus*. Tento druh podobně jako *P. laevis* se nachází v přítomnosti vodních makrofyt (Illyova & Cejka, 2018; Smirnov, 1971). Jeho výskyt se, ale liší různým typem habitatů. Ve východopolském jezeru se nacházel pouze v mikrohabitatě emerzních rostlin. Byl to také jediný druh, který se nacházel pouze v jednom z habitatů, které se v jezeru nacházely (Adamczuk, 2014). V jiném jezeru ve středním Polsku se nacházel pouze v habitatu submerzních rostlin, dalším habitatem byl volný litorál, kde se nacházel (Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013) a v irských jezerech se nacházel hlavně v místech, kde rostly parožnatky (Duigan, 1991). Zdá se, že výskyt tohoto druhu je asociován s makrofyty. Také je z těchto informací jisté že jeho ekologická valence není omezená na jediný typ makrofyt, naopak submerzní a emerzní rostliny tvoří celkem odlišný typ habitatu. Z jakého důvodu se ve východopolském jezeru nacházel pouze jen v emerzním habitatu, není známo. Mohlo by se opět jednat o nějaký případ konkurence s jinými druhy.

Další tři druhy rodu *Pleuroxus*, *P. uncinatus*, *P. trigonellus* a *P. aduncus* nejsou asociované s makrofyty. Tyto druhy preferují spíše volný litorál. Mohou se nacházet i mezi rostlinami, ale pravděpodobně se budou zdržovat hlavně u dna v bahně. Proto jsem tyto druhy zařadila do volného litorálu.

Vodní makrofyty jsou důležitou složkou ve výskytu, jak jednotlivých druhů čeledi Chydoridae, tak celých společenstev. Zdá se, že i když je několik druhů, které se mohou nacházet bez přítomnosti makrofytů, tak většina druhů, ať už jsou asociovány s makrofyty nebo jsou to oportunisti, kteří se mohou nacházet ve více habitatech, preferují nejvíce habitat submerzních rostlin a parožnatky. V těchto habitatech jsou nejčastěji nejpočetnější společenstva chydoridů. To může být vysvětleno tím, že tyto habitaty tvoří nejkomplexnější porosty, které mohou druhy chydoridů různě využívat.

3.2 Volný litorál

Další typ habitatu, který mohou druhy z čeledi Chydoridae obývat je volné dno, tedy litorál, kde se nenachází žádná vegetace. Tento typ habitatu se dále může ještě dělit na různé mikrohabitaty podle typu substrátu, který se na místě nachází. Kamenitý substrát, písčité substrát, bahenní substrát, detritus nebo různé kombinace těchto substrátů

(Goulden, 1971; Nilssen, 1990; Pawlikiewicz, 2017; Tremel et al., 2000; Whiteside, 1978). Druhy z čeledi Chydoridae se nejčastěji nachází ve vegetaci nebo v přechodu vegetace na jiný habitat (Whiteside, 1978).

Kamenitý substrát

Na kamenitém dně se Chydoridae většinou nevyskytují, jediný druh *Alonopsis elongata* je popisován jako specialista na tento biotop. Rod *Alonopsis* neobsahuje moc druhů a v literatuře se o nich příliš nepíše. *A. elongata* je bentický druh (Duigan & Birks, 2000; Jones, 1989). V České republice se nachází v oligotrofních jezerech na skalnato-písčitém dně. Jezera mohou být i mírně zarostlá (Šrámek-Hušek, 1962). V irských jezerech se také nejvíce nacházela na písčitém/kamenitém substrátu, dále se *A. elongata* nacházela i v rašeliništích. Fryer ve své studii uvádí, že preferuje hlavně pevné dno s písčitými a kamenitými substráty v oligotrofních vodách (Fryer, 1968, 1979).

Písčitý substrát

Ani specializace na písčité dno není příliš častá, zaznamenáno je zde jen několik druhů. Prvním jsou zástupci rodu *Rhynchotalona*, který neobsahuje moc druhů. V České republice se nachází druh *Rhynchotalona falcata* na místech s volným litorálem (Šrámek-Hušek, 1962). *R. falcata* je celkově asociován právě s volným litorálem (Sinev & Kotov, 2014; Smirnov, 1971), preferuje převážně písčité a kamenité substráty, na kterých se můžou nacházet i organické sedimenty (Fryer, 1979; Goulden, 1971; Korhola, 1999; Sinev & Kotov, 2014; van de Bund, 1995). Oproti druhu *Monospilus dispar*, který se s ním nacházel na stejné lokalitě v rakouských Alpách, se přichytává k částicím detritu na rozhraní sedimentu a vody a tolik se neplazí substrátem (van de Bund, 1995). *R. falcata* není vázán na habitat s makrofyty (Fryer, 1979; Korhola, 1999; Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962; van de Bund, 1995). Může se ale nacházet v místech s emerzními rostlinami (Adamczuk, 2012; Goulden, 1971; Hudec & Illyová, 2017; van de Bund, 1995). Tento druh má omezenou ekologickou valenci pouze na volný litorál. To by mohlo souviset s preferovaným výskytem v čistých a oligotrofních jezerech a nízkým pH.

Dříve se do rodu *Rhynchotalona* řadil i druh *R. rostrata*, který dnes tvoří samostatný rod *Disparalona*. O druhu *Disparalona rostrata* se moc zmínek v literatuře nenachází (Neretina, Garibian, Sinev, & Kotov, 2018; Šrámek-Hušek, 1962). Je to obyvatel volného litorálu, který není ovlivněn změnami ve vegetačním pokrytí rybníků/jezer (Fryer, 1968; Whiteside, 1970). Preferuje písčitý substrát nebo pevné dna pokryté tenkou vrstvou kalu (Fryer, 1968; Šrámek-Hušek, 1962). V irských jezerech se také nacházel

hlavně na místech s písčitým/kamenitým substrátem (Duigan, 1991). V dánských jezerech se nacházel i na bahnitých dnech (Whiteside, 1970).

Z rodu *Chydorus* se na tomto substrátu nachází jen *Ch. piger*, který je oproti *Ch. sphaericus* a *Ch. ovalis* více specializovaný. Má anteny přizpůsobené k lezení po dně v substrátu, jsou kratší a tlustší, také si pomáhá postabdomenem. Další specializací je také to že může dokonaleji uzavřít schránku na ventrální straně. Tato vlastnost se také hodí pro lepší život v bentosu (Fryer, 1968). Může se tedy nacházet v bahnitém i písčitém substrátu (Dekker, Krips, & Admiraal, 2002; Duigan, 1991; Goulden, 1971; van de Bund, 1995; Whiteside, 1970, 1978).

V rámci rodu *Alona* byla nejčastěji v písčitém habitatu v irských jezerech nacházena *Alona intermedia* (Duigan, 1991). Podle (Šrámek-Hušek, 1962) se nachází hlavně na místech volného bahnitého dna. V každém případě je to druh s preferencí pro volný litorál.

Bahnitý substrát

Nejtypičtějším rodem čeledi Chydoridae spojovaným se životem na bahnitém substrátu je *Leydigia*. Rod *Leydigia* má několik druhů, ale z palearktické oblasti jsou známy jen dva. *L. leydigi* a *L. acanthocercoides* a ve Španělsku byl nalezen nový druh, který je zatím pouze znám z této oblasti (Kotov, 2009). Druhy rodu *Leydigia* žijí nejčastěji v bahnitém dně (Šrámek-Hušek, 1962), často ve vrchní vrstvě řídkého tekutého sedimentu. *L. leydigi* se nachází pouze ve volném litorálu (Whiteside, 1978). Jiné studie také uvádí, že se nachází převážně v bahnitém substrátu, pro který je adaptován (Fryer, 1968; Mezquita & Miracle, 1997; Smirnov, 1971).

O *L. acanthocercoides* se v literatuře moc nepíše. Šrámek-Hušek tento druh popisuje jako druh co se může nacházet v bahnitém a písčitém povrchu a preferuje čistší vody (Šrámek-Hušek, 1962). Tyto dva druhy mají ekologickou valenci omezenou pouze na volný litorál a *L. leydigi* nejspíše jen na bahnitý substrát. *L. leydigi* se ale může nacházet i ve znečištěných vodách, takže se může nacházet také v širokých environmentálních podmínkách.

Dalším rodem často nalézaným na bahnitém dně je *Monospilus*. Má jeden známý druh *Monospilus dispar*, který má širší distribuci. Nově se objevují jiné druhy tohoto rodu, ale převážně z jiných kontinentů. Proto zde zmíním jen *M. dispar* (Sousa, Elmoor-Loureiro, & Panarelli, 2017). Tento druh žije ve volném litorálu na dně a nemá žádnou preferenci k rostlinám, i když jsou v dané lokalitě přítomny (Bogacka-Kapusta & Kapusta, 2013; Smirnov, 1971; van de Bund, 1995; Whiteside, 1970). Může se nacházet v písčitém,

kamenitém i bahnitým substrátu (Duigan, 1991; Fryer, 1968; van de Bund, 1995). Plazí se volně po povrchu nebo pár milimetrů pod povrchem (van de Bund, 1995). Ve východopolském jezeru byl přítomen i v rákosí a to i v trochu větším počtu než v litorálu bez makrofyt (Adamczuk, 2014) a v irských jezerech se nacházel v menších počtech i v habitatech parožnatky a vegetace s bahnem (Duigan, 1991). V České republice se nachází na písčitých dnech (Šrámek-Hušek, 1962). Tento druh je asociován s volným litorálem, podle některých studií se mohl sice nacházet i mezi rostlinami, ale mezi nimi se bude nacházet nejpravděpodobněji na dně. Může tedy zaujímat pouze niku volného litorálu.

V rámci rodu *Pleuroxus* je s bahnitým dnem spojováno jen málo druhů. *Pleuroxus uncinatus* podle studií (Fryer, 1968; Smirnov, 1971) žije na holém dně a preferuje tvrdý povrch, takže nějaký typ kamenitého substrátu. Ve východopolském jezeru se nacházel pouze ve dvou habitatech a to v parožnatkách a sublitorálu. V sublitorálu měl ale výrazně větší abundanci. Sublitorál je hlavně holé dno s občasným výskytem mechu (Adamczuk, 2014). V irských jezerech se nacházel hlavně v habitatech s vegetací a bahnem (Duigan, 1991), stejně tak v českých vodách se nacházel hlavně v silně zarostlých místech, u dna v bahně (Šrámek-Hušek, 1962). V Irsku nebyl vůbec nalezen v rašeliništích (Duigan, 1991). To by mohlo souviset s jeho preferencí pro alkalické vody (Illyova & Cejka, 2018; Jones, 1989; Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962).

Pleuroxus trigonellus si je podobný s *P. uncinatus*, oproti *P. uncinatus* ale preferuje měkké substráty (Fryer, 1968). Ve východopolském jezeru měl také, podobně jako *P. uncinatus*, největší abundanci v sublitorálu. Na rozdíl od *P. uncinatus* se nacházel také v růžkatci a ve velice malých počtech i v jiných habitatech (Adamczuk, 2014). Vypadá to, že tento druh nemá výraznou preferenci pro určitý typ habitatu. Podle Whitesideho (1978) má vysokou habitatovou flexibilitu. Může se nacházet v makrofytech i volném litorálu (Adamczuk, 2014; Duigan, 1991; Fryer, 1968; Pennak, 1966; Smirnov, 1971). V Česku se nejčastěji nachází v silně zarostlých vodách (Šrámek-Hušek, 1962). Tento druh se zdá být oportunistou pro různé typy prostředí a může se tak nacházet v odlišném typu dostupných nik. Jeho ekologická valence bude tedy ovlivněna jiným faktorem, než je přítomnost a nepřítomnost vegetace.

Poslední druh rodu *Pleuroxus* je *P. aduncus*. Podle Whitesideho (1978) to není druh, který by žil ve spojení s makrofyty, ale může se v habitatu s makrofyty nacházet. Ve východopolském jezeru se nacházel ve všech habitatech, nejvíce ale ve stolístku a emerzní vegetaci. V jiném Polském jezeru neměl žádnou preferenci k typům habitatů a nacházel se v submerzních rostlinách i na volném litorálu (Adamczuk, 2014; Bogacka-Kapusta &

Kapusta, 2013). V jiných studiích byl v habitatech, kde se nachází vegetace a bahno dohromady (Duigan, 1991; Whiteside, 1978). Podle Smirnova (1971) je to specifický obyvatel volného litorálu. Tento druh má širokou ekologickou valenci k habitatům, proto se může oportunisticky nacházet v různých typech nik, které dané prostředí může nabídnout. Poslední tři druhy rodu *Pleuroxus*: *P. uncinatus*, *P. trigonellus* a *P. aduncus* nejsou vázané na přítomnost makrofyt. Jsou to oportunistické druhy, které mohou zaujmout místo i v jiné nise než kterou preferují. Zdá se, že ale budou omezeny jiným faktorem a to pH, jelikož se nenachází v rašeliništích a preferují alkalické vody.

Z rodu *Alona* zmíním jen dva druhy. *Alona quadrangularis* preferuje bahnitý mikrohabitat ve volném litorálu (Nevalainen, 2011a; Tremel et al., 2000; Whiteside, 1978), ale může se občas nacházet v bahně i mezi rostlinami (Amsinck, 2006). Také se může vyskytovat na písčitém a kamenitém dně (Fryer, 1968). *Alona guttata* se může vyskytovat i v litorálu bez vegetace (Adamczuk, 2014) a často preferovala místa s bahnitým dnem (Duigan, 1991; Fryer, 1968; Tremel et al., 2000).

Na habitaty volného litorálu není vázáno tolik druhů jako na makrofyta. Může se zde sice nacházet spousta druhů, kteří jsou oportunisti a mohou v některých případech zaujmout tuto niku. Druhy, které mají ekologickou valenci omezenou pouze na volný litorál, nemohou být takovými oportunisty jako nějaké jiné druhy (viz výše), ale i přesto že jsou omezení na tento typ habitatů, se mohou stále nacházet v široké škále environmentálních podmínek.

3.3 Úživnost (trofie) vody

Podle uvedených informací, (v části o makrofytech a volném litorálu) jsem rozřadila druhy na oportunisty, kteří mají širokou niku a mohou se nacházet v různých typech habitatů, a specialisty. Specialisti jsou naopak asociovaní s určitým typem nik, a tak mají méně možností, kde se mohou nacházet.

Oportunisti: *Ch. sphaericus*, *A. affinis*, *A. nana*, *A. excisa*, *A. harpae*, *Ch. ovalis*, *P. trigonellus*, *P. aduncus*, *P. uncinatus*, *A. guttata*, *A. intermedia*, *C. rectirostris*, *A. quadrangularis*.

Specialisti: *A. exigua*, *A. costata*, *A. rectangula*, *G. testudinaria*, *P. laevis*, *P. truncatus*, *Ch. piger*, *A. elongata*, *R. falcata*, *D. rostrata*, *L. leydigi*, *L. acanthocercoides*, *M. dispar*.

Přestože, existují druhy, které jsou specializované na určitý typ niky, mohou mít širokou toleranci k různým environmentálním vlastnostem vody. Jeden z takovýchto parametrů může být i trofie vody. V této části se zaměřím na rozdělení druhů chydoridů podle jejich preference k trofie vody. Následně se také pokusím určit, jaké druhy mají úzkou/širokou toleranci ke změně trofie vody. Jeden z hlavních faktorů ovlivňující úživnost vod je koncentrace fosforu.

Faktory ovlivňující změnu trofie vody (koncentrace fosforu, chlorofylu *a*, dusíku, kyslíku, zákal vody), následně ovlivňují druhové složení společenstva chydoridů (Bjerring et al., 2009; Brodersen, 1998; Eyto, 2002). Naměřené hodnoty koncentrace fosforu se také často využívají jako parametr, podle kterého se určuje, jak moc je daný druh tolerantní k eutrofizaci (Brodersen, 1998; Chapman, Thomas, Meybeck, & Beim, 1996; Chen, 2010; Eyto, 2001a; Jeppesen, 2011). Některé ze změn v těchto společenstvech se pak dají použít jako indikátory měnícího se stavu vody.

Druhy rozdělujeme podle preference výskytu v oligotrofních, mezotrofních a eutrofních vodách. Hodně druhů se může nacházet v širších trofických podmínkách, toto rozdělení je ale podle preference.

Oligotrofní

Alonopsis elongata – (Brodersen, 1998; Duigan & Birks, 2000; Eyto, 2002; Jones, 1989)

Chydorus piger – (Brodersen, 1998; Jones, 1989)

Chydorus ovalis - (Fryer, 1968, 1979)

Alonella excisa – (Brodersen, 1998; Chen, 2010; Eyto, 2002; Jones, 1989)

Rhynchotalona falcata – (Brodersen, 1998; Chen, 2010; Eyto, 2002; Jones, 1989)

Acrperus harpae – (Jones, 1989; Luoto, 2013)

Alona guttata – (Brodersen, 1998; Luoto, 2013; Nevalainen, 2008)

Alona intermedia – (Bjerring et al., 2009; Chen, 2010)

Monospilus dispar - (Chen, 2010; Fryer, 1968; van de Bund, 1995)

Mezotrofní

Alonella nana – (Bjerring et al., 2009; Jones, 1989)

Camptocercus rectirostris – (Brodersen, 1998; Jones, 1989)

Alona affinis – (Brodersen, 1998; Jones, 1989)

Disparalona rostrata – (Brodersen, 1998)

Eutrofní

Pleuroxus trigonellus – (Brodersen, 1998; Jones, 1989; Luoto, 2013)

Pleuroxus uncinatus – (Brodersen, 1998; Eyto, 2002; Jones, 1989; Luoto, 2013)

Pleuroxus aduncus – (Bjerring et al., 2009; Brodersen, 1998)

Alona quadrangularis – (Brodersen, 1998; Luoto, 2013; Whiteside, 1970)

Leydiga leydigi – (Bjerring et al., 2009; Brodersen, 1998; Chen, 2010; Luoto, 2013)

Alona rectangula – (Brodersen, 1998; Luoto, 2013; Whiteside, 1970)

Chydorus sphaericus – (Brodersen, 1998; Eyto, 2002; Luoto, 2013)
Graptoleberis testudinaria – (Bos, 2003; Luoto, 2013; Sweetman & Smol, 2006)

Podle tohoto rozložení jde vidět, že jsou celkem podobné počty druhů mezi těmi, které preferují eutrofní a oligotrofní vody. To by znamenalo, že druhové struktury chydoridů mohou být ovlivněny trofickým stavem vod, čemuž odpovídají i některé studie (viz níže).

V několika starších i novějších studiích se se poukazuje na to, že je rozdílné složení druhů ve společenstvech perlooček v různých stavech trofie vod (Brodersen, 2011; Chen, 2010; Jeppesen, 2011; N. Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016; Nevalainen, 2010; Whiteside, 1970). Jones (1989) uvádí, že nejvíce druhů se nachází v mezotrofních vodách právě proto, že mají širokou toleranci, tudíž i když preferují oligotrofní vody, tak s větší tolerancí se mohou nacházet i v mezotrofních. Více druhů má širší toleranci k trofickým podmínkám a mnoho eutrofních druhů se může nacházet i v oligotrofních podmínkách. Například druhy jako *Ch. sphaericus*, *A. quadrangularis*, *A. rectangula*, *A. nana*, *A. affinis* se nacházely i v oligotrofních jezerech (Jones, 1989; Sacherová, 2006; Smirnov, 1971). Není jisté, zda za jinou preferenci u druhů k trofii vody můžou více fyzikálně-chemické parametry vody nebo změna habitatů, která nastává například kvůli eutrofizaci, např. úbytek submerzních makrofyt (Chen, 2010; N. Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016; Nevalainen, 2010; Whiteside, 1967, 1970).

Podle různých autorů má trofie vody vliv na diverzitu a složení společenstva Chydoridae. I když jsou jednotlivé druhy různě citlivé na fyzikálně-chemické parametry, nedají se podle nich určit přesné podmínky, ve kterých se nacházely, jelikož mají obecně širokou toleranci na různou škálu podmínek (Eyto, 2002; Jones, 1989). Proto je vhodnější používat pro určení úživnosti vod složení celého společenstva druhů, než jen druhy jednotlivé, jelikož vykazují silnější odezvu na změny v trofickém stavu (Chen, 2010; Jones, 1989; Whiteside, 1970) a jsou signifikantně odlišná v místech, kde se liší trofie vody (Brodersen, 1998). Některé z těchto změn ve společenstvu se pak dají použít jako indikátory měnícího se stavu vody. Například když dochází k poklesům druhů *A. excisa* a *A. elongata* a naopak dochází k převládání počtu druhů *Ch. sphaericus* a *P. uncinatus* v daném společenstvu, znamená to, že se zvyšuje hladina živin a trofický stav vody se mění na eutrofní (Eyto, 2002). Změna ve společenstvu chydoridů může tedy být biologickým ukazatelem trofie vodních ploch, které by se mohly použít v paleolimnologických interpretacích (Luoto, 2013).

V této části popíši několik druhů podle toho, zda mají širokou/úzkou toleranci na úživnost vody a pokusím se u nich vysvětlit, jak to ovlivňuje jejich výskyt v habitatech nebo zda právě kvůli asociaci k některému habitatu mají malou toleranci na změnu trofie.

Nejvíce tolerantní druh k oběma koncům trofie vod z čeledi Chydoridae je *Ch. sphaericus*. Může se ve velkých počtech nacházet jak v oligotrofních tak eutrofních vodách (Jones, 1989). Jako jeden z mála chydoridů se může *Chydorus sphaericus* vyskytovat v pelagiálu (Smirnov, 1971) občas se tam nalézají i jiné druhy např. *A. rectangula* (Whiteside, 1970), i když většinou ve velmi nízkých počtech. Zdá se, že jeho abundance v pelagiálu často vzroste s některými extrémními podmínkami prostředí, které jiné druhy perlooček netolerují (Nevalainen, 2014). Například ve Vysokých Tatrách kolonizoval pelagiál po acidifikaci v živinami chudém jezeře (Hořická, 2006; Sacherová, 2006), kterou jiné perloočky nepřežily a uvolnily tak niku pro tento druh. Často dochází k tomu, že v eutrofizovaných vodách se zvyšuje počet jedinců druhu *Ch. sphaericus*, kteří se nachází v pelagiálu (Fryer, 1968; Guilizzoni, 2012). To může být ale způsobeno i tím, že se *Ch. sphaericus* velice dobře přizpůsobuje znečištění a eutrofizaci vod a je v těchto typech vod vždy ve velkém počtu (Brodersen, 1998; Luoto, 2013; Nevalainen, 2010; Whiteside, 1967, 1970). Rozšíření ve velkých počtech v eutrofních vodách je nejspíš díky tomu, že se může přichytit na vlákna, chuchvalce řas a sinic a živit se na nich (Fryer, 1968; Smirnov, 1971). *Ch. sphaericus* může být velmi hojný i na opačné straně úživnosti a to v oligotrofních a horských oligotrofních jezerech (Bigler, 2006; Jones, 1989).

Dříve zmíněný druh *A. rectangula*, který se v eutrofních vodách také může nacházet v pelagiálu, patří mezi specialisty. Je totiž asociovaný s nikou submerzních rostlin, ale podle Whitesideho (1970) se nejčastěji nacházela ve znečištěných jezerech, kde oportunisticky obsadila volnou niku v pelagiálu, podobně jako *Ch. sphaericus*. To, že se může nacházet na místech s větší produktivitou, se popisuje i v jiné literatuře (viz výše). Pokud se opravdu může nacházet v nice pelagiálu, znamenalo by to, že nemusí být pouze vázaná na rostliny a řadilo by jí to spíše mezi oportunisty.

Neobvyklým případem specialisty s úzkou nikou je druh *G. testudinaria*, který je adaptován k životu na rostlinách (Fryer, 1968; Smirnov, 1971). Nejvíce preferuje eutrofizované vody (Bos, 2003; Luoto, 2013; Šrámek-Hušek, 1962; Sweetman & Smol, 2006), ve kterých se vodní makrofyta často nacházejí v menších počtech (Kuczyńska-Kippen & Joniak, 2016; Whiteside, 1967, 1970). Ale jelikož jeho výskyt není omezen na určitý druh rostliny, může se nacházet například v růžkatci nebo vodním moru, který se řadí mezi submerzní vegetaci, a může se nacházet na místech s vysokou hodnotou živin (Melzer, 1999).

Většina ostatních druhů, které mají niku v rostlinných habitatech, preferují čisté vody a rašeliniště (Šrámek-Hušek, 1962; Whiteside, 1970). Jsou to *A. exigua*, *A. costata*, *C. rectirostlis*, *P. laevis* a *P. truncatus*.

Některé druhy žijící ve volném litorálu na dně (*L. leydigi*, *P. uncinatus*, *P. trigonellus*, *P. aduncus*, *A. quadrangularis*) snášejí lépe znečištění, jelikož jsou přizpůsobeny k životu v bahnitém substrátu, kde nemusí mít dostatek kyslíku a makrofyty (Brodersen, 1998; Fryer, 1968; Whiteside, 1970). Jsou ale i bentické druhy (*M. dispar*, *R. falcata*, *A. elongata*, *D. rostrata*, *Ch. piger*), které preferují jen čisté oligotrofní vody, jelikož špatně snášejí vysoké gradienty živin (Brodersen, 1998; Chen, 2010; Eyto, 2002). Druh *R. falcata* měl v irských jezerech jednu z nejmenších tolerancí k obsahu fosforu ve vodě oproti ostatním druhům. Stejně tak v dánských jezerech patřil i s druhy *A. elongata* a *Ch. piger* k druhům, které měly nejmenší optimum pro obsah fosforu. *M. dispar* na rozdíl od předchozích druhů má s *D. rostrata* větší toleranci obsahu fosforu.

3.4 pH vody

pH vody je jeden z hlavních faktorů, který ovlivňuje typy vod a složení jejich biocenózy. Společenstva perlooček jsou ovlivňována pH vody, některá literatura uvádí, že pelagické druhy jsou citlivější na změny pH než litorální druhy (Nilssen, 1990). Přestože má mnoho druhů čeledi Chydoridae širokou toleranci k hodnotám pH, některé studie poukazují na to, že jisté druhy chydoridů mají určité preference pro to, ve kterých hodnotách pH se nejčastěji nachází nebo mají největší abundanci (Eyto, 2001b; Korhola, 1999; Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Sacherová, 2006; Zawisza, 2016). Na druhou stranu se zdá, že opravdu velký počet druhů je tolerantní k široké škále pH a proto je obtížné je umístit do některé kategorie (Eyto, 2002; Nilssen & Sandøy, 1986; Rautio, 1998; Smirnov, 1971; Walseng, 2003). Přítomnost či nepřítomnost jednotlivých druhů nemůže být použita jako významný indikátor pH. Podobně jako je tomu u trofie vody, můžeme určit stav pH vody, ale jen podle porovnání rozdílů v procentuálním složení společenstva chydoridů (Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Nevalainen, 2011b; Nilssen & Sandøy, 1986).

Jedna z otázek, kterou zmiňuje literatura je, zda (podobně jako u trofie) faktor pH ovlivňuje složení perlooček a čeledi Chydoridae více než jiné faktory prostředí. Další možností je, že ovlivňuje prostředí, ve kterém se nacházejí a tyto druhotné změny v prostředí pak ovlivňují složení společenstva chydoridů. To by znamenalo, že nejsou přímo ovlivněny hodnotami pH (Eyto, 2001b; Nilssen, 1990; Rautio, 1998; Walseng, 2008). Jones (1989) například uvádí, že pH faktor není korelován se žádným jiným parametrem studie, kromě koncentrace vápníku a tudíž tolik neovlivňuje druhové složení

perlooček. Na druhou stranu lokality, ze kterých pocházely vzorky v této studii, neměly tak široké rozsahy pH a proto nemusely ukázat, zda má pH vliv na složení perlooček. V dalších studiích (Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Nevalainen, 2011b; Walseng, 2008; Zawisza, 2016) naopak pH nebo pH spolu s jinou proměnou ovlivňovalo složení perlooček nejvíce. Ve vodních ekosystémech je mnoho faktorů vzájemně propojených a špatně se pak určuje, jaký faktor má na dané druhy největší vliv. Například trofie vody také souvisí s pH faktorem. Vody málo bohaté na živiny (oligotrofní) mají často i nízké pH, naproti tomu eutrofní vody jsou většinou lehce bazické (JNCC, 2015). U pH navíc záleží na tom, zda jsou vody kyselé přirozenými procesy nebo antropogenní acidifikací, což má další vliv na celkový chemismus vody dané lokality.

Druhy chydoridů se mohou rozdělit podle preferencí pro hodnoty pH do 4 skupin (acidofilní, circumneutrální, alkalofilní a indiferentní) (Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Sandøy & Nilssen, 1986). Tyto preference jsou určeny podle maximální abundance daného druhu v daných pH hodnotách. To znamená, že se tyto druhy mohou nacházet i v jiných hodnotách pH.

Acidofilní druhy jsou druhy, které preferují výskyt při $\text{pH} < 7$. Do této kategorie spadá velká část druhů. Je to: *A. excisa*, *A. guttata*, *A. intermedia*, *R. falcata*, *Ch. ovalis*, *A. exigua*, *G. testudinaria*, *A. elongata* (Bjerring et al., 2009; Eyto, 2002; Fryer, 1979; Hann, 1999; Jones, 1989; Korhola, 1999; Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Rautio, 1998; Sandøy & Nilssen, 1986; Smirnov, 1971; Šrámek-Hušek, 1962; Walseng, 2003; Zawisza, 2016). Některé zde zařazené druhy se podle některých studií řadí spíše mezi indiferentní druhy. To ale jen poukazuje na to, že je problém tyto druhy řádně rozdělit podle jednotlivých kritérií, jelikož mají široké tolerance. Většina zde zařazených druhů je také řazena mezi druhy s preferencí pro oligotrofní vody (viz výše). To poukazuje na to, že tyto dva faktory prostředí mají společný vliv na distribuci chydoridů.

G. testudinaria je zařazen do skupiny acidofilních druhů. U tohoto druhu se ale také rozchází literatura, jelikož ho některé studie řadí spíše mezi circumneutrální druhy (Krause-Dellin & Steinberg, 1986). To by odpovídalo i tomu že preferuje více eutrofní vody.

A. excisa z těchto druhů měl preferenci pro nejnižší hodnoty pH. V některých studiích měl největší abundanci v $\text{pH} < 5,5$ (Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Nilssen & Sandøy, 1986). I když tento druh je spíše oportunist, který se může nacházet v různých habitatech, v několika studiích preferoval *A. excisa* kyselé rašeliniště. V irských jezerech se tento druh nejčastěji nacházel v rašeliništích (Duigan, 1991) a i v severopolském jezeru patřil mezi dominantní druhy v rašeliništi (N. Kuczyńska-Kippen, 2008).

Další skupinou jsou circumneutrální druhy, které mají největší abundanci okolo pH 7. Do této skupiny se řadí jen 3 druhy: *A. affinis*, *P. truncatus*, *Ch. piger* (Eyto, 2001b; Fryer, 1998; Jones, 1989; Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Šrámek-Hušek, 1962). Opět jako u předchozí kategorie se tyto druhy mohou nacházet i v jiných oblastech pH (Eyto, 2002; Illyova & Cejka, 2018; Walseng, 2003) a *A. affinis* podle některých studií není vůbec ovlivněna faktorem pH a tudíž by měla patřit mezi indiferentní druhy (Nevalainen, 2011b; Zawisza, 2016).

Třetí skupinou jsou alkalofilní druhy, které preferují výskyt v pH > 7. Patří sem *A. quadrangularis*, *A. rectangula*, *P. uncinatus*, *P. laevis*, *P. aduncus*, *C. rectirostris*, *M. dispar* (Eyto, 2002; Illyova & Cejka, 2018; Jiménez, 2017; Jones, 1989; Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Nevalainen, 2012; Nilssen & Sandøy, 1986; Smirnov, 1971). Některé druhy z této skupiny (*P. aduncus*, *P. uncinatus* a *A. quadrangularis*, *A. rectangula*, *C. rectirostris*) preferují místa s vyššími hodnotami živin. To by mohlo souviset s jejich výskytem v místech s vyšším pH. Na rozdíl od nich druhy *M. dispar* a *P. laevis* preferují čisté vody s nižším obsahem živin. To by mohlo znamenat, že by jejich hlavní výskyt mohl být omezen na lokality s čistou vodou, ale vyšší alkalitou. Například *M. dispar* se v irských jezerech nacházela jen v místech s žulovým podložím, která měla vyšší pH, alkalitu a koncentraci vápníku a byla tak méně náchylná k acidifikaci. V této studii byl i druh *C. rectirostris*, který se také nacházel jen v místech se žulovým podložím (Drinan, 2013). Zdá se, že alkalofilní druhy by mohly mít také nejnižší toleranci k pH. Jelikož se v literatuře nenachází v místech s nízkým pH na rozdíl od druhů acidofilních, které se mohou vyskytovat i ve vyšších hodnotách pH.

Poslední skupinu tvoří indiferentní druhy. Tyto druhy nemají žádnou zjevnou preferenci k pH. Patří sem: *Ch. sphaericus*, *A. nana*, *A. harpae*, *P. trigonellus* (Jones, 1989; Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Sandøy & Nilssen, 1986; Smirnov, 1971; Walseng, 2003; Zawisza, 2016). Jak už jsem uvedla dříve, tak by sem mohly patřit nejspíše i nějaké jiné druhy z předchozích skupin. To jen ukazuje na to, že mnoho druhů z této čeledi má širokou toleranci k tomuto environmentálnímu parametru.

Chtěla bych zde ještě zmínit druh *Ch. sphaericus*, který toleruje největší rozpětí pH, ve kterém se může nacházet, ze všech chydoridů. Různé studie tvrdí, že nějaké druhy přežijí i v pH 3. Smirnov (1971) uvádí, že pH 3 je hranice pro přežití. V německém jezeře Senftenberger See byl široký gradient pH hodnot, kde se druh mohl vyskytovat. Nejnižší hodnota pH kde byl nalezen je 3,1 a nejvyšší je 7,4. *Ch. sphaericus* se nacházel v celém gradientu hodnot. Měl také vysoké procento přežití v jiném jezeře v pH 8,1 (Belyaeva, 2007). De Eyto (Eyto, 2001b) uvádí, že *Ch. sphaericus* měl nejrychlejší vývoj vajíček při

vysokém pH 8,4. *Ch. sphaericus* se tedy může nacházet jak na velmi acidifikovaných místech (Belyaeva, 2007; Fryer, 1979; Hořická, 2006; Sacherová, 2006), tak i bazických (Belyaeva, 2007; Eyto, 2001b) a reprodukuje se od pH 5 do pH 8,4 (Eyto, 2001b; Verbitsky, 2011).

Některé studie tvrdí, že kyselé vody mají menší diverzitu druhů (Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Nilssen, 1990; Rautio, 1998). To by naznačovalo, že druhy, které preferují alkalické vody anebo jsou cirkumneutrální se nenachází v místech, které mají nižší pH. Dalším faktorem, který nejspíše hodně ovlivňuje výskyt druhů je obsah vápníku ve vodě.

3.5 Obsah vápníku

Požadavky druhů k obsahu rozpuštěného vápníku ve vodě budou nejspíše nejvíce souviset s jejich preferencemi a tolerancemi k pH vody (Jones, 1989; Nevalainen, 2013; Shapiera, Jeziorski, Yan, & Smol, 2011). V literatuře se zatím neřešila otázka, kolik obsahu vápníku potřebují jednotlivé druhy čeledi Chydoridae k životu, tak jak tomu bylo například u planktonních druhů. V této studii je ukázáno na příkladu několika litorálních druhů, že existuje signifikantní rozdíl v obsahu vápníku v těle mezi těmito vybranými druhy. *A. harpae*, *A. excisa*, *Ch. piger* a *Ch. brevilabris* mají oproti ostatním výrazně nižší obsah vápníku v těle, a to 3,6 až 5,6 mg/g. Vyšší obsah vápníku pak mají druhy *A. rectangula* s 14,7 mg/g a *P. truncatus*, který je mezi 17 až 21,5 mg/g. Ty druhy, které mají vyšší obsah vápníku v těle, mohou být limitovány obsahem vápníku ve vodě (Shapiera et al., 2011). To by odpovídalo i tomu, že *A. rectangula* preferuje alkalické vody (Jones, 1989; Krause-Dellin & Steinberg, 1986) a *P. truncatus* je sice zařazen mezi druhy cirkumneutrálních vod, ale také se hojně nachází i v alkalických vodách (Illyova & Cejka, 2018; Krause-Dellin & Steinberg, 1986). Zatímco druhy, které mají menší nároky na vápník, se mohou nacházet i na kyselých místech, *A. excisa* je přímo i preferuje (Jones, 1989; Krause-Dellin & Steinberg, 1986; Nilssen & Sandøy, 1986; Zawisza, 2016).

Další studie by se tedy měly zaměřit na to, jaké nároky mají jednotlivé druhy chydoridů na obsah vápníku v potravě. Pomohlo by to lépe porozumět jejich nárokům na výskyt v určitých typech vod.

3.6 Hloubka vody

Enviromentální faktor hloubka místa, ve kterém se Chydoridae, nachází podobně jako obsah vápníku není v literatuře zatím dostatečně vyhodnocen. Je ale pár studií, které poukazují na to, že by hloubka vody mohla mít také nějaký vliv při separaci druhů Chydoridae do jasně rozdělených nik.

Maximální hloubka vody je signifikantní environmentální faktor, který určuje složení druhů perlooček (Amsinck, 2006; Kattel, Battarbee, Mackay, & Birks, 2007; Korhola, 1999, 2000; Sweetman & Smol, 2006; Zawisza, 2016). To ale ve většině případů znamená, že litorální druhy jsou vázané na mělká jezera a pelagické druhy zas na hluboká jezera. Rozdělení samotných druhů chydoridů podél gradientu hloubky se to netýká. Je i pár druhů chydoridů, které jsou typické pro hluboká místa: *Ch. sphaericus*, *A. harpae* (Korhola, 2000), *C. rectirostris*, *A. elongata* (Korhola, 1999), *A. excisa* (Kattel et al., 2007).

Několik studií poukazuje na to, že by hloubka vody mohla mít vliv na složení druhů chydoridů podél gradientu hloubky v litorálu. Ve studii Adamczukové (2014) byla hloubka nejvíce ovlivňující ekologický faktor, který určoval distribuci druhů. Podle Nevalainen mají Chydoridae širokou toleranci pro hloubku vody, ve které se nachází, ale přesto mají evidentní separaci v abundanci jednotlivých druhů podél gradientu hloubky (Nevalainen, 2011a, 2012).

Některé druhy měly odlišnou abundanci podél gradientu hloubky v odlišných vodních plochách. Například *A. quadrangularis* měla v jedné studii největší abundanci v mělkých vodách okolo 2,5 metrů a v další měla největší abundanci v místech s hloubkou více než 4 metry (Korhola, 1999; Nevalainen, 2011a, 2012). Dalším příkladem může být druh *A. affinis*, který se ve východopolském jezeru nacházel v celé litorální zóně, ale ve studiích Nevalainen měl rozdělenou distribuci na určitý typ hloubky. Nacházel se v hloubce >4,5 metrů a 2-4 metry (Nevalainen, 2011a, 2012) a ve studii (Korhola, 1999) pro něj byla optimální hloubka 3,3 metrů. Tyto segregace by mohly být způsobeny lokálními adaptacemi na dostupné niky (Nevalainen, 2012) nebo by mohly být způsobeny nějakou specifickou kompeticí mezi druhy, ale o kompetici se toho u čeledi Chydoridae zatím moc neví (Adamczuk, 2014).

Ekologický faktor hloubka vody, se zdá být zajímavou proměnnou, která by se mohla podílet na separaci jednotlivých druhů do určitých nik. Problémem u této proměnné může být ale to, že neovlivňuje separaci druhů přímo, ale ovlivňuje jiný faktor

prostředí, který je více důležitý při distribuci chydoridů. Například průhlednost vody ovlivňuje hloubku, ve které se nachází makrofyta, které ovlivňují distribuci druhů.

4 Závěr

V této bakalářské práci jsem se pokusila určit, zda druhy čeledi Chydoridae patří více mezi ekologicky tolerantní organizmy, které mohou oportunisticky zaujmout volnou niku v různém vodním prostředí nebo zda to jsou spíše specializované druhy, které potřebují úzce definované ekologické parametry prostředí. K porovnání jejich ekologie jsem se zaměřila na několik důležitých faktorů, ovlivňujících jejich distribuci, a to na typ habitatu, úživnost (trofii) vody, pH, obsah vápník a hloubku vody.

Jednotlivé druhy lze velice špatně rozdělit podle přesně definovaných souborů podmínek prostředí, jelikož většina druhů má široké tolerance k fyzikálně-chemickým vlastnostem vody. Mohou se často nacházet v celé škále podmínek od oligotrofních po eutrofní vody nebo v široké škále pH. Jsou i druhy, které nemají žádnou preferenci pro určitý typ habitatu. Mohlo by se tedy zdát, že většina druhů je oportunistická.

Přesto z uvedených informací vyplývá, že velká část druhů je specializovaná na určitý typ niky. U druhů, které jsou asociovány s nikami, je velice nepravděpodobné že by se mohly nacházet i na jiných místech. Specializace se projevuje hlavně v tom, že jsou druhy asociované s rostlinami: *A. exigua*, *A. costata*, *A. rectangula*, *G. testudinaria*, *P. laevis*, *P. truncatus* nebo zda jsou asociované s volným litorálem: *Ch. piger*, *A. elongata*, *R. falcata*, *D. rostrata*, *L. leydigi* a *M. dispar*. Druhy *A. guttata*, *A. quadrangularis* a *A. intermedia* mají větší preferenci se nacházet na dně litorálu, přesto na něj nejspíše nejsou omezené a mohou se nacházet i mezi rostlinami. Proto bych je řadila spíše mezi oportunisty.

Znamená to tedy, že specialisté na rozdíl od oportunistů potřebují nějaký typ substrátu, bez kterého se nemohou nacházet, ale neřadí je to automaticky mezi druhy, které mají úzkou toleranci vůči dalším faktorům. Například druh *G. testudinaria* je tolerantní vůči nízkému pH a vysoké eutrofizaci, potřebuje jen, aby na daném místě rostla nějaká vegetace. Mohou být i druhy, které patří k oportunistům, ale mají malou toleranci k některým parametrům pH/trofie vody. Mezi takovéto druhy bych zařadila *P. uncinatus*, *P. aduncus* a *A. quadrangularis*, které preferují alkalické vody a jejich počet se se snižujícím se pH zmenšuje.

Druhy čeledi Chydoridae by se tedy daly roztrždit do škály podle toho, jak dalece tolerantní a oportunní jsou k různým environmentálním faktorům. Na jedné straně by byly nejvíce oportunní a tolerantní druhy počínaje *Ch. sphaericus*, následovaly by také velmi tolerantní druhy *A. nana*, *A. affinis* a *A. harpae*. Pak následuje střed druhů, které

nejsou tolik tolerantní jako předchozí druhy, ale stále se mohou nacházet v široké škále podmínek. Dělí se na oportunisty *Ch. ovalis*, *A. guttata*, *A. intermedia* a specialisty *D. rostrata*, *G. testudinaria*, *L. leydigi*, *Ch. piger*, *A. costata*, *P. truncatus*. Na konci škály by nejspíše byly druhy jako *A. elongata* která je omezena na niku volného litorálu a nejspíše jsou pro ni nějaké faktory limitující, jelikož se nachází jen v oligotrofních vodách s nízkým pH. Podobné podmínky preferuje *R. falcata*. Nebo druhy *A. rectangula* a *P. truncatus* budou nejspíše limitovány nízkým pH. Oba druhy preferují alkalické vody a potřebují větší obsah vápníku v těle. Stejně tak druhy *P. laevis* a *M. dispar*, které se nachází v bazických, čistých vodách.

Oportunisté i specialisté mohou mít tedy širokou toleranci k fyzikálně chemickým parametrům vody. Tyto druhy většinou mají určité preference, ve kterém typu vod se nejčastěji nachází, ale jsou i druhy u kterých je patrné, že budou nejspíše omezeni nějakým limitujícím faktorem.

Z nastudovaných literárních zdrojů se zdá, že pro nejlepší hodnocení zvolených parametrů v paleolimnologii i k interpretaci dnešních stavů vodního prostředí je nejlepší využívat složení společenstva chydoridů jako celku, jelikož jednotlivé druhy mají širokou škálu hodnot parametrů, ve kterých se mohou nacházet. Podle výskytu druhů a jejich abundance ve společenstvu lze nejlépe určit, jaké vlastnosti daná vodní plocha má či měla v minulosti. Jako indikátory různých ekologických změn se tedy Chydoridae nejlépe používají při hodnocení celého společenstva, než jen pouhých jednotlivců.

Dále jsem se pokusila zhodnotit další environmentální parametry – koncentraci vápníku a hloubku vody, které by mohly ovlivňovat distribuci druhů čeledi Chydoridae, ale zatím nejsou dostatečně probádané. Tímto bych chtěla upozornit na další možný výzkum v této oblasti, jelikož se zdá, že mají vliv na segregaci nik některých druhů.

5 Seznam literatury

- Adamczuk, M. (2012). Spatial distribution of juvenile and adult stages of limnetic Cladocera in relation to selected environmental factors. *Journal of Limnology*, 71(1), 112–118. <https://doi.org/10.3274/JL12-71-1-04>
- Adamczuk, M. (2013). The effect of habitat complexity on the contribution of some littoral-benthic Cladocera to the pelagic food web. *Marine and Freshwater Research*, 64(11), 1049–1057. <https://doi.org/10.1071/MF12357>
- Adamczuk, M. (2014). Niche separation by littoral-benthic Chydoridae (Cladocera, Crustacea) in a deep lake - potential drivers of their distribution and role in littoral-pelagic coupling. *Journal of Limnology*, 73(3), 490–501. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.884>
- Adamczuk, M. (2015). Rotatoria–Cladocera–Copepoda relations in the long-term monitoring of water quality in lakes with trophic variation (E. Poland). *Environmental Earth Sciences*, 73(12), 8189–8196. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3977-z>
- Adamczuk, M., & Mieczan, T. (2015). Different levels of precision in studies on the alimentary tract content of omnivorous fish affect predictions of their food niche and competitive interactions. *Comptes Rendus - Biologies*, 338(10), 678–687. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2015.05.003>
- Amsinck, S. L. (2006). Lake depth rather than fish planktivory determines cladoceran community structure in Faroese lakes ? evidence from contemporary data and sediments. *Freshwater Biology*, 51(11), 2124–2142. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01627.x>
- Belyaeva, M. (2007). Colonization of acidic mining lakes: Chydorus sphaericus and other Cladocera within a dynamic horizontal pH gradient (pH 3-7) in Lake Senftenberger See (Germany). *Hydrobiologia*, 594(1), 97–108. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9082-5>
- Belyaeva, M. (2009). Cryptic species within the Chydorus sphaericus species complex (Crustacea: Cladocera) revealed by molecular markers and sexual stage morphology. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 50(3), 534–546.
- Bigler, C. (2006). Distribution of diatoms, chironomids and cladocera in surface sediments of thirty mountain lakes in south-eastern Switzerland. *Aquatic Sciences*, 68(2), 154–171. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0813-x>
- Bjerring, R., Becares, E., Declerck, S., Gross, E. M., Hansson, L. A., Kairesalo, T., ... Jeppesen, E. (2009). Subfossil Cladocera in relation to contemporary environmental variables in 54 Pan-European lakes. *Freshwater Biology*, 54(11), 2401–2417. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02252.x>
- Björk Örnólfssdóttir, E. (2004). Spatial and temporal variation of benthic Cladocera (Crustacea) studied with activity traps in Lake Myvatn, Iceland. *Aquatic Ecology*, 38(2), 239–257. <https://doi.org/10.1023/B:AECO.0000032059.99310.d3>
- Bogacka-Kapusta, E., & Kapusta, A. (2013). Spatial and diurnal distribution of cladocera in beds of invasive vallisneria spiralis and open water in heated lake. *Acta Zoologica Bulgarica*, 65(2), 225–231.
- Bolduc, P. (2016). Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial lake system. *Hydrobiologia*, 778(1), 151–165. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2663-4>
- Bos, D. G. (2003). *Sedimentary Cladoceran remains and their relationship to nutrients and other limnological variables in 53 lakes from British Columbia, Canada* (pp. 1177–1189). pp. 1177–1189. NRC Research press web.
- Boxshall, G. (2019). Fauna Europaea: Acroperus elongatus (Sars, 1862). Retrieved August 6,

- 2019, from Fauna Europaea website: <https://fauna-eu.org>
- Brodersen, K. P. (1998). Reconstruction of trophic state in Danish lakes using subfossil chydorid (Cladocera) assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(5), 1093–1103. <https://doi.org/10.1139/f98-008>
- Celewicz-Gołdyn, S., & Klimko, M. (2010). Relationship between plankton assemblages and habitat characteristics of stands of *Typha angustifolia* and *Chara hispida* in Lake Wielkowiejskie. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 39(1), 127–135. <https://doi.org/10.2478/v10009-010-0011-y>
- Chapman, D., Thomas, R., Meybeck, M., & Beim, A. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition* Edited by. [https://doi.org/ISBN 0 419 21590 5](https://doi.org/ISBN%20419%2021590%205)
- Chen, G. (2010). Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. *Journal of Paleolimnology*, 44(2), 465–481. <https://doi.org/10.1007/s10933-010-9428-2>
- Damme, K. Van, Elías-Gutiérrez, M., & Dumont, H. J. (2011). Three rare European “Alona” taxa (Branchiopoda: Cladocera: Chydoridae), with notes on distribution and taxonomy. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 47(1), 45–63. <https://doi.org/10.1051/limn/2010034>
- Debastiani-Júnior, J. R., Elmoor-Loureiro, L. M. A., & Nogueira, M. G. (2016). Habitat architecture influencing microcrustaceans composition: a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology*, 76(1), 93–100. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.13514>
- Dekker, T., Krips, O. E., & Admiraal, W. (2002). Life history changes in the benthic cladoceran *Chydorus piger* induced by low concentrations of sediment-bound cadmium. *Aquatic Toxicology*, 56(2), 93–101. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(01\)00190-4](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(01)00190-4)
- Drinan, T. J. (2013). The impact of conifer plantation forestry on the Chydoridae (Cladocera) communities of peatland lakes. *Hydrobiologia*, 700(1), 203–219. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1230-x>
- Duigan, C. A. (1991). A Study of the Distribution and Ecology of Littoral Freshwater Chydorid (Crustacea, Cladocera) Communities in Ireland Using Multivariate Analyses. *Journal of Biogeography*, 18(3), 267. <https://doi.org/10.2307/2845397>
- Duigan, C. A., & Birks, H. H. (2000). The late-glacial and early-Holocene palaeoecology of cladoceran microfossil assemblages at Krakenes, western Norway, with a quantitative reconstruction of temperature changes. *Journal of Paleolimnology*, 23(1), 67–76. <https://doi.org/10.1023/A:1008004513301>
- Dumont, H. J., & Silva-Briano, M. (1998). A reclassification of the anomopod families Macrothricidae and Chydoridae, with the creation of a new suborder, the Radopoda (Crustacea: Branchiopoda). *Hydrobiologia*, 384(1968), 119–149. <https://doi.org/10.1023/A:1003259630312>
- Elton, C. (1927). *Animal ecology*. Retrieved from <https://archive.org/details/animalecology00elto/page/206>
- Eyto, E. De. (2001a). *Chydorus sphaericus* as a biological indicator of water quality in lakes. 27, 3358–3362. <https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11902448>
- Eyto, E. De. (2001b). The response of three chydorid species to temperature, pH and food. *Hydrobiologia*, 459, 165–172. <https://doi.org/10.1023/A>
- Eyto, E. De. (2002). The use of members of the family Chydoridae (Anomopoda, Branchiopoda) as an indicator of lake ecological quality in Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 102B(2), 81–91. <https://doi.org/10.3318/BIOE.2002.102.2.81>
- Forró, L. (2008). Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater.

- Hydrobiologia*, 595(1), 177–184. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9013-5>
- Frey, D. G. (1959). *on the Occurrence of Cladoceran Remains in Lake*. (1), 917–920.
- Frey, D. G. (1960). The Ecological Significance of Cladoceran Remains in Lake Sediments Author (s): David G. Frey Reviewed work (s): Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1931802> . LAKE SEDIMENTS '. *Ecology*, 41(4), 684–699. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/1931802>
- Frey, D. G. (1982). Contrasting Strategies of Gamogenesis in Northern and Southern Populations of Cladocera. *Ecology*, Vol. 63, N, 223–241. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/1937046>
- Fryer, G. (1968). Evolution and Adaptive Radiation in the Macrothricidae (Crustacea: Cladocera): A Study in Comparative Functional Morphology and Ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 269(898), 226–337. <https://doi.org/10.1098/rstb.1974.0044>
- Fryer, G. (1979). The Freshwater Crustacea of Yorkshire. *Biological Journal of the Linnean Society*, 11, 333–367.
- Fryer, G. (1998). The role of copepods in freshwater ecosystems. *Journal of Marine Systems*, 15(1–4), 71–73. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(97\)00051-1](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(97)00051-1)
- Goulden, C. E. (1971). *Distribution Control of the of the Chydorid Abundance*. 16(2), 320–331.
- Guilizzoni, P. (2012). Ecological effects of multiple stressors on a deep lake (Lago Maggiore, Italy) integrating neo and palaeolimnological approaches. *Journal of Limnology*, 71(1), 1–22. <https://doi.org/10.3274/JL12-71-1-01>
- Hann, B. J. (1999). Exploitation by microcrustacea of a new littoral habitat in an acidified lake. *Hydrobiologia*, 416, 65–75. <https://doi.org/10.1023/A:1003894511586>
- Hessen, D. O. (2008). The rarity concept and the commonness of rarity in freshwater zooplankton. *Freshwater Biology*, 53(10), 2026–2035. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02026.x>
- Hořická, Z. (2006). Acidification and the structure of crustacean zooplankton in mountain lakes: The Tatra Mountains (Slovakia, Poland). *Biologia*, 61(18), 121–134. <https://doi.org/10.2478/s11756-006-0125-6>
- Hudec, I., & Illyová, M. (2017). Rhynchotalona falcata (Crustacea: Anomopoda: Chydoridae): First recording in Slovakia with notes on its distribution and biology. *Biologia (Poland)*, 72(12), 1475–1479. <https://doi.org/10.1515/biolog-2017-0166>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks and future work. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415–427. <https://doi.org/DOI: 10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- Hutchinson, G. E. (1961). The Paradox of the Plankton G. *The American Naturalist*, 95(882), 137–145. Retrieved from <http://links.jstor.org/sici?sici=0003-0147%28196105%2F06%2995%3A882%3C137%3ATPOTP%3E2.0.CO%3B2-6>
- Illyova, M., & Cejka, T. (2018). Crustacean Zooplankton Biodiversity in Agricultural Drainage Ditches in Danubian Lowland, Slovakia. *Acta Zoologica Bulgarica*, 70(3), 397–405.
- Jeppesen, E. (2011). Zooplankton as indicators in lakes : a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 279–297. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0831-0>
- Jiménez, L. (2017). Climate change and Saharan dust drive recent cladoceran and primary production changes in remote alpine lakes of Sierra Nevada, Spain. *Global Change Biology*, 24(1), e139–e158. <https://doi.org/10.1111/gcb.13878>
- JNCC. (2015). Common Standards Monitoring Guidance for Freshwater lakes. In *Interagency*

- Freshwater Group* (2015). <https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.38.371>
- Jones, D. H. (1989). The ecology of some microcrustacea from standing waters in tayside, scotland. *Journal of Natural History*, 23(2), 375–406. <https://doi.org/10.1080/00222938900770241>
- Joniak, T., Kuczyńska-Kippen, N., & Nagengast, B. (2007). The role of aquatic macrophytes in microhabitatual transformation of physical-chemical features of small water bodies. *Hydrobiologia*, 584(1), 101–109. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0595-8>
- JØRGEN OLESEN. (1998). A phylogenetic analysis of the Conchostraca and Cladocera (Crustacea, Branchiopoda, Diplostraca). *Zoological Journal of the Linnean Societ*, 122(With 19 figures), 491–536. Retrieved from <https://pdf.sciencedirectassets.com/272300/1-s2.0-S0024408200X00404/1-s2.0-S0024408296900965/main.pdf?x-amz-security-token=AgoJb3JpZ2luX2VjEFQaCXVzLWVhc3QtMSJHMEUCIB%2BIgqt2%2FS2V1YQtcYJoJA21KTGzCZ%2BsvlV5ouHJ9qXDAiEAgjp73Vl%2BBvUqkx8%2BJZ9r3V3cfZJMROJqnn>
- Kattel, G. R., Battarbee, R. W., Mackay, A., & Birks, H. J. B. (2007). Are cladoceran fossils in lake sediment samples a biased reflection of the communities from which they are derived? *Journal of Paleolimnology*, 38(2), 157–181. <https://doi.org/10.1007/s10933-006-9073-y>
- Korhola, A. (1999). Distribution patterns of Cladocera in subarctic Fennoscandian lakes and their potential in environmental reconstructio. *Ecography*, 22(4), 357–373.
- Korhola, A. (2000). Cladoceran and chironomid assemblages as quantitative indicators of water depth in subarctic Fennoscandian lakes. *Journal of Paleolimnology*, 24(1), 43–54. <https://doi.org/10.1023/A:1008165732542>
- Kotov, A. A. (2009). A revision of Leydigia Kurz, 1875 (Anomopoda, Cladocera, Branchiopoda), and subgeneric differentiation within the genus. In *Zootaxa* (Vol. 1875). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2082.1.1>
- Kotov, A. A. (2016). Phylogeography of the Chydorus sphaericus Group (Cladocera: Chydoridae) in the Northern Palearctic. *Plos One*, 11(12), e0168711. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168711>
- Krause-Dellin, D., & Steinberg, C. (1986). Cladoceran remains as indicators of lake acidification. *Hydrobiologia*, 143(1), 129–134. <https://doi.org/10.1007/BF00026655>
- Kuczynska-Kippen, N. (2008). Spatio-temporal segregation of cladocerans within a chara hispida bed. *Journal of Freshwater Ecology*, 23(4), 643–650. <https://doi.org/10.1080/02705060.2008.9664252>
- Kuczynska-Kippen, N. (2009). The spatial segregation of zooplankton communities with reference to land use and macrophytes in shallow lake wielkowiejskie (Poland). *International Review of Hydrobiology*, 94(3), 267–281. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811089>
- Kuczyńska-Kippen, N. (2008). Spatial distribution of zooplankton communities between the Sphagnum mat and open water in a dystrophic lake. *Polish Journal of Ecology*, 56(1), 57–64.
- Kuczyńska-Kippen, N. (2009). The impact of the macrophyte substratum and season on crustacean zooplankton communities of three shallow and macrophyte-dominated lakes. *Journal of Freshwater Ecology*, 24(3), 375–382. <https://doi.org/10.1080/02705060.2009.9664309>
- Kuczyńska-Kippen, N., & Cerbin, S. (2003). Diurnal changes in horizontal distribution of rotifers and crustaceans of a polymictic lake. *Ekologia Bratislava*, 22(3), 248–256.
- Kuczyńska-Kippen, N., & Joniak, T. (2016). Zooplankton diversity and macrophyte biometry in shallow water bodies of various trophic state. *Hydrobiologia*, 774(1), 39–51. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2595-4>
- Kuczyńska-Kippen, N. M., & Nagengast, B. (2006). The influence of the spatial structure of

- hydromacrophytes and differentiating habitat on the structure of rotifer and cladoceran communities. *Hydrobiologia*, 559(1), 203–212. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0867-0>
- Kuczyńska-Kippen, N., Nagengast, B., & Joniak, T. (2009). The impact of biometric parameters of a hydromacrophyte habitat on the structure of zooplankton communities in various types of small water bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 38(2), 99–108. <https://doi.org/10.2478/v10009-009-0026-4>
- Kurbatova, S. A., & Yershov, I. Y. (2009). Crustaceans and rotifers in the predatory feeding of Utricularia. *Inland Water Biology*, 2(3), 271–275. <https://doi.org/10.1134/s1995082909030122>
- Leibold, M. A. (1995). The Niche Concept Revisited : Mechanistic Models and Community Context Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1938141> REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : You may need to log. *Ecology*, 76(5), 1371–1382.
- Luoto, T. P. (2013). Zooplankton (Cladocera) in assessments of biologic integrity and reference conditions: Application of sedimentary assemblages from shallow boreal lakes. *Hydrobiologia*, 707(1), 173–185. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1422-4>
- Masclaux, H., Bourdier, G., Riera, P., Kainz, M. J., Jouve, L., Duffaud, E., & Bec, A. (2014). Resource partitioning among cladocerans in a littoral macrophyte zone: Implications for the transfer of essential compounds. *Aquatic Sciences*, 76(1), 73–81. <https://doi.org/10.1007/s00027-013-0314-7>
- McPeck, M. A. (1996). Trade-Offs, Food Web Structure, and the Coexistence of Habitat Specialists and Generalists. *The American Naturalist*, 148(November), S124–S138. <https://doi.org/10.1086/285906>
- Melzer, A. (1999). Aquatic macrophytes as tools for lake management. *The Ecological Bases for Lake and Reservoir Management*, 181–190. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3282-6_17
- Mezquita, F., & Miracle, M. R. (1997). Chydorid assemblages in the sedimentary sequence of Lake La Cruz (Spain) subject to water level changes. *Hydrobiologia*, 360, 277–285. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4964-8_30
- Neretina, A. N., Garibian, P. G., Sinev, A. Y., & Kotov, A. A. (2018). Diversity of the subgenus Disparalona (Mixopleuroxus) Hudec, 2010 (Crustacea: Cladocera) in the New and Old World. *Journal of Natural History*, 52(3–4), 155–205. <https://doi.org/10.1080/00222933.2017.1411987>
- Nevalainen, L. (2008). Intensity of autumnal gamogenesis in chydorid (Cladocera, Chydoridae) communities in southern Finland, with a focus on Alonella nana (Baird). *Aquatic Ecology*, 42(1), 151–163. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9090-6>
- Nevalainen, L. (2010). Evaluation of microcrustacean (Cladocera, Chydoridae) biodiversity based on sweep net and surface sediment samples. *Écoscience*, 17(4), 356–364. <https://doi.org/10.2980/17-4-3364>
- Nevalainen, L. (2011a). Intra-lake heterogeneity of sedimentary cladoceran (Crustacea) assemblages forced by local hydrology. *Hydrobiologia*, 676(1), 9–22. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0707-3>
- Nevalainen, L. (2011b). Modern and pre-Industrial Age distributions of Cladocera in Italian and Swiss Alpine lakes. *Hydrobiologia*, 676(1), 173–185. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0802-5>
- Nevalainen, L. (2012). Distribution of benthic microcrustaceans along a water depth gradient in an Austrian Alpine lake - Sedimentary evidence for niche separation. *Limnologia*, 42(1), 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.08.003>

- Nevalainen, L. (2013). Spatio-temporal distribution of sedimentary Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) in relation to climate. *Journal of Biogeography*, 40(8), 1548–1559. <https://doi.org/10.1111/jbi.12101>
- Nevalainen, L. (2014). Zooplankton (Cladocera) species turnover and long-term decline of *Daphnia* in two high mountain lakes in the Austrian Alps. *Hydrobiologia*, 722(1), 75–91. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1676-5>
- Nevalainen, L., & Luoto, T. P. (2010). Temperature sensitivity of gamogenesis in littoral cladocerans and its ecological implications. *Journal of Limnology*, 69(1), 11. <https://doi.org/10.3274/JL10-69-1-11>
- Nilssen, J. P. (1990). Recent Lake Acidification and Cladoceran Dynamics : Surface Sediment and Core Analyses from Lakes in Norway , Scotland and Sweden Author (s) : J . P . Nilssen and S . Sandoy Source : Philosophical Transactions of the Royal Society of London . Series B , . *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 327(1240), 299–309.
- Nilssen, J. P., & Sandøy, S. (1986). Acidification history and crustacean remains: some ecological obstacles. *Hydrobiologia*, 143(1), 349–354. <https://doi.org/10.1007/BF00026682>
- Packer, J. G., Meyerson, L. A., Skálová, H., Pyšek, P., & Kueffer, C. (2017). Biological Flora of the British Isles: *Phragmites australis*. *Journal of Ecology*, 105(4), 1123–1162. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12797>
- Pawlikiewicz, P. (2017). Ecological Drivers of Cladoceran Diversity in the Central European City (Łódź, Poland): Effects of Urbanisation and Size of the Waterbody. *Annales Zoologici Fennici*, 54(5–6), 315–333. <https://doi.org/10.5735/086.054.0504>
- Pennak, R. W. (1957). Species Composition of Limnetic Zooplankton Communities. *Limnology and Oceanography*, 2(3), 222–232. <https://doi.org/10.1002/lno.1957.2.3.0222>
- Pennak, R. W. (1966). American Microscopical Society. *Transactions of the American Microscopical Society*, 85(3), 329–349. <https://doi.org/10.1126/science.2.36.296>
- Peroš-Pucar, D., & Ternjej, I. (2014). The relative importance of physical-chemical factors in the brackish shallow lake Vrana (Croatia) as determinant of crustacean zooplankton community. *Periodicum Biologorum*, 116(3), 293–301.
- Rautio, M. (1998). Community structure of crustacean zooplankton in subarctic ponds - Effects of altitude and physical heterogeneity. *Ecography*, 21(3), 327–335. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1998.tb00570.x>
- Richter, S., & Olesen, J. (2013). Onychocaudata (Branchiopoda: Diplostraca), a new high-level taxon in branchiopod systematics. *Journal of Crustacean Biology*, 33(1), 62–65. <https://doi.org/10.1163/1937240x-00002121>
- Sacherová, V. (2006). Long-term change of the littoral Cladocera in the Tatra Mountain lakes through a major acidification event. *Biologia*, 61(18), 109–119. <https://doi.org/10.2478/s11756-006-0124-7>
- Sacherová, V., & Hebert, P. D. N. (2003). The evolutionary history of the Chydoridae (Crustacea: Cladocera). *Biological Journal of the Linnean Society*, 79(4), 629–643. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2003.00216.x>
- Sandøy, S., & Nilssen, J. P. (1986). A geographical survey of littoral crustacea in Norway and their use in paleolimnology. *Hydrobiologia*, 143(1), 277–286. <https://doi.org/10.1007/BF00026671>
- Shapiera, M., Jeziorski, A., Yan, N. D., & Smol, J. P. (2011). Calcium content of littoral Cladocera in three softwater lakes of the Canadian Shield. *Hydrobiologia*, 678(1), 77–83. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0824-z>
- Sinev, A. Y., & Kotov, A. A. (2014). Revision of the Holarctic genus *Rhynchotalona* Norman, 1903 (Anomopoda: Chydoridae). *Zootaxa*, 3841(2), 188–210.

- <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3841.2.2>
- Smirnov, N. N. (1971). FAUNA OF THE U.S.S.R. *Academy of Sciences of the USSR, Volume I*, (New Series No. 101).
- Smirnov, N. N. (1996). Cladocera: The Chydorinae and Saycinae (Chydoridae) on the world. In ed. H.J. Dumont (Ed.), *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Amsterdam: SPB Academic.
- Smirnov, N. N. (1998). A revision of the genus *Camptocercus* (Anomopoda, Chydoridae, Aloninae). *Hydrobiologia*, 386, 63–83.
- Smirnov, N. N. (2009). Morphological radiation with reference to the carapace valves of the anomopoda (Crustacea: Cladocera). *International Review of Hydrobiology*, 94(5), 580–594. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811121>
- Smirnov, N. N. (2010). The morphological radiation of setae in the cladocera (Crustacea) and their potential for morphogenesis. *International Review of Hydrobiology*, 95(6), 482–519. <https://doi.org/10.1002/iroh.201011244>
- Sousa, F. D. R., Elmoor-Loureiro, L. M. A., & Panarelli, E. A. (2017). The amazing diversity of the genus *Monospilus* Sars, 1862 (Crustacea: Branchiopoda: Aloninae) in South America. *Zootaxa*, 4242(3), 467–492. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4242.3.3>
- Šrámek-Hušek, R. (1962). *Fauna ČSSR* (svazek 16). Praha : Československé akademie věd.
- Sweetman, J. N., & Smol, J. P. (2006). Patterns in the distribution of cladocerans (Crustacea: Branchiopoda) in lakes across a north-south transect in Alaska, USA. *Hydrobiologia*, 553(1), 277–291. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1333-8>
- Tremel, B., Frey, S. E. L., Yan, N. D., Somers, K. M., & Pawson, T. W. (2000). Habitat specificity of littoral Chydoridae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda) in Plastic Lake, Ontario, Canada. *Distribution*, 432(1981), 195–205.
- van de Bund, W. J. (1995). Seasonal dynamics and spatial distribution of chydorid cladocerans in relation to chironomid larvae in the sandy littoral zone of an oligo-mesotrophic lake. *Hydrobiologia*, 299(2), 125–138. <https://doi.org/10.1007/BF00017564>
- van Onsem, S., de Backer, S., & Triest, L. (2010). Microhabitat-zooplankton relationship in extensive macrophyte vegetations of eutrophic clear-water ponds. *Hydrobiologia*, 656(1), 67–81. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0442-1>
- Verbitsky, V. B. (2011). Effects of constant and stepwise changes in temperature on the species abundance dynamics of four cladocera species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 402(03). <https://doi.org/10.1051/kmae/2011019>
- Walseng, B. (2003). Littoral Microcrustacean (Cladocera and Copepoda) Indicators of Acidification in Canadian Shield Lakes. *AMBIO: A Journal of the ...*, 32(3), 208–213. [https://doi.org/10.1639/0044-7447\(2003\)032](https://doi.org/10.1639/0044-7447(2003)032)
- Walseng, B. (2006). Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *Limnology and Oceanography*, 51(6), 2600–2606. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.6.2600>
- Walseng, B. (2008). Acidity versus habitat structure as regulators of littoral microcrustacean assemblages. *Freshwater Biology*, 53(2), 290–303. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01892.x>
- WEISNER, S. E. B. (1987). The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in a eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 18(3), 537–544. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1987.tb01338.x>
- Whiteside, M. C. (1967). Species Diversity in Chydorid (Cladocera) Communities Author (s): Melbourne C. Whiteside and Rodney V. Harmsworth Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : <https://www.jstor.org/stable/1936514>

- REFERENCES Linked. *Ecology*, 48(4), 664–667. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/1936514>
- Whiteside, M. C. (1970). Danish Chydorid Cladocera: Modern Ecology and Core Studies Author(s): *Ecological Monographs*, 40(1), 79–118. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/1942442>
- Whiteside, M. C. (1974). Chydorid (Cladocera) Ecology : Seasonal Patterns and Abundance of Populations in Elk Lake , Minnesota Author (s): Melbourne C . Whiteside Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : <https://www.jstor.org/stable/193>. *Ecology*, 55(3), 538–550.
- Whiteside, M. C. (1978). Freeze-Drying of Fungal Hyphae Author (s): C . S . Tan , J . A . Stalpers and C . W . van Ingen Stable URL : <https://www.jstor.org/stable/3760221> REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : You may need to log in to JSTOR to a. *Ecology*, 53(6), 1177–1188. <https://doi.org/10.1504/IJEB.2009.028151>
- Zawisza, E. (2016). Cladocera Community Composition as a Function of Physicochemical and Morphological Parameters of Dystrophic Lakes in NE Poland. *Wetlands*, 36(6), 1131–1142. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0832-x>